

Aplikace modelů v oblasti životního prostředí

Projekt VaV: SP/4h1/147/08



Aplikace modelů v oblasti životního prostředí

Autoři:

Ing. Vladislav Bízek, CSc. (Technologické centrum Akademie věd ČR), RNDr. Ivan Foltýn, CSc. (Výzkumný ústav zemědělské ekonomiky), Mgr. Simona Helová (CENIA), RNDr. Michal Jeníček, Ph.D. (Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, katedra fyzické geografie a geoekologie), Mgr. Edita Koblížková (CENIA), Doc. Ing. Radka Kodešová, CSc. (Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů, katedra pedologie a ochrany půd), Mgr. Jan Mertl (CENIA), Ing. Ivan Nesměrák (Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., v.v.i), Ing. Lubomír Nondek, CSc. (Integra Consulting Services, spol. s r.o.), RNDr. Tomáš Ratering, Msc.Dr. (Ústav zemědělské ekonomiky a informací)

Spolupracovníci:

Ing. Jan Pokorný (CENIA)

Oponent, recenzent:

prof. Ing. Josef Jablonský, CSc. (Vysoká škola ekonomická v Praze, Fakulta informatiky a statistiky, katedra ekonometrie)

Grafický design, sazba a tisk:

Vysoká škola ekonomická v Praze, Nakladatelství Oeconomica

Vydala:

© 2011, CENIA, česká informační agentura životního prostředí

ISBN 978-80-85087-88-8

Tato publikace vznikla v rámci projektu VaV (Výzkum a vývoj): SP/4h1/147/08 „Návrh systému hodnocení politik mezi jednotlivými systémy uživatelských informací ve vazbě na efektivní využití výsledků na rozhodovací a informační chování podle modelů a principů udržitelného rozvoje včetně testování a prezentace nástrojů znalostní báze životního prostředí (2008–2010)“ za podpory Ministerstva životního prostředí.

Obsah

1	Úvod	7
2	Základy užívání matematických modelů při ochraně životního prostředí	9
2.1	Úvod	9
2.2	Environmentální informatika a podpora rozhodovacích procesů	10
2.3	Definice matematického modelu	13
2.4	Vývoj matematických modelů.	15
2.5	Deterministické a stochastické modely.	17
2.6	Princip parsimonie.	19
2.7	Přesnost a správnost matematického modelování	21
2.8	Nejistota modelování	21
2.9	Vybrané kategorie matematických modelů	22
2.9.1	Obecné modelovací nástroje	23
2.9.2	Statistické modely časových řad	24
2.9.3	Neuronové sítě.	27
2.9.4	Modely přírodních a antropogenních procesů	28
2.9.5	Lineární programování.	29
2.10	Modely plánovacích úloh	30
2.10.1	Klasifikace a vizualizace objektů	33
2.10.2	Shluková SWOT analýza	35
2.11	Matematické modely jako podpůrný nástroj rozhodovacích procesů	38
2.11.1	Využití matematických modelů ve veřejné správě	41
2.11.2	Dobrá praxe užívání matematických modelů	42
2.12	Rozhodovací nástroje	47
2.12.1	Metody vícekritériálního rozhodování	49
2.12.2	Vícekritériální hodnocení variant	50
2.12.3	Teorie vícekritériálního užítku.	52
2.12.4	Dostupné nástroje	53
2.13	Využití analýzy obalu dat pro alokaci emisních povolenek	55
	Seznam literatury	65

3	Aplikace matematických modelů v oblasti ochrany ovzduší a klimatu.	71
3.1	Úvod	71
3.2	Využití a klasifikace modelů v oblasti ochrany ovzduší	72
3.2.1	Klasifikace a charakteristiky modelů	72
3.3	Modelování klimatu a emisí skleníkových plynů.	75
3.3.1	Klasifikace a charakteristiky klimatických modelů.	75
3.3.2	Emisní scénáře	77
3.4	Integrovaný přístup k ochraně ovzduší a klimatu	79
3.5	Přehled nejvýznamnějších modelů v oblasti ochrany ovzduší	81
3.5.1	Aktivní modely	81
3.5.2	Emisní modely	85
3.5.3	Imisní modely	88
3.5.4	Modely kombinované/komplexní.	91
3.5.5	Komplexní modelové systémy	94
3.6	Přehled nejvýznamnějších klimatických modelů	98
3.6.1	Globální cirkulační modely	98
3.6.2	Klimatické modely typu EMIC	100
3.7	Aplikace modelů v oblasti ochrany ovzduší v České republice	100
3.7.1	Emisní modely	100
3.7.2	Imisní modely	104
3.8	Modelování klimatu a emisí skleníkových plynů.	105
3.8.1	Klimatické scénáře používané v České republice	105
3.8.2	Scénáře emisí skleníkových plynů	106
3.9	Instituce zabývající se vývojem a využíváním modelů se vztahem k ochraně ovzduší a klimatu	107
	Seznam literatury	110
4	Aplikace matematických modelů v oblasti ochrany vody a vodního hospodářství	113
4.1	Úvod	113
4.2	Klasifikace modelů ve vodním hospodářství.	116
4.2.1	Klasifikace dle účelu aplikace	116
4.2.2	Klasifikace z hlediska typu systému a hydrologického procesu.	118
4.2.3	Klasifikace podle stupně kauzality	118
4.2.4	Klasifikace podle míry časové a prostorové diskretizace	121
4.3	Přehled modelů	122
4.3.1	Srážko-odtokové modely	122
4.3.2	Hydrodynamické modely	134
4.3.3	Modely hydrologické bilance	135
4.3.4	Modely eroze a transportu sedimentů.	136
4.3.5	Modely šíření znečištění ve vodním prostředí.	136
4.3.6	Modely aquatických ekosystémů	142

4.3.7	Modely aplikované v lesním hospodářství	143
4.4	Integrovaný management povodí a DSS	143
4.5	Užití hydrologických modelů v České republice	145
4.6	Směry vývoje hydrologických modelů	149
4.6.1	Nejistota v modelování	149
4.6.2	Prostorová distribuce parametrů	149
4.6.3	Kalibrace modelů.	150
4.6.4	Nepozorovaná povodí	150
	Seznam literatury	151
5	Aplikace matematických modelů v oblasti ochrany půdy a zemědělství	159
5.1	Aplikace matematických modelů v oblasti ochrany půdy	159
5.1.2	Přehled vybraných modelů	162
5.1.3	Situace v České republice – využití a dostupnost půdních modelů	175
5.2	Aplikace modelů v oblasti zemědělství.	179
5.2.2	Přehled vybraných modelů	180
5.2.3	Situace v České republice – využití a dostupnost modelů v oblasti zemědělství	189
	Seznam literatury	206
6	Modelování v oblasti odpadového hospodářství	213
6.1	Úvod	213
6.2	Modely celkových materiálových toků.	214
6.2.1	Modely input/output	215
6.3	Modelování vzniku spotřebních odpadů.	218
6.3.1	Domácnostní odpad, vztah mezi množstvím zakoupeného zboží a vzniklého odpadu	220
6.3.2	Vztah mezi okamžitou spotřebou domácností a SKO	222
6.3.3	Model vzniku domácnostních odpadů	224
6.3.4	Vznik vybraných spotřebních odpadů	228
6.3.5	Stochastické procesy a Markovovy řetězce	230
6.4	Modely nakládání se směsným komunálním odpadem	239
6.4.1	Modely LCA a CBA	240
6.4.2	Optimalizační modely	244
6.4.3	Optimalizační model integrovaného nakládání s SKO realizovaný v LINGO	246
6.4.4	Využití stochastického programování při optimalizaci provozních kapacit zařízení	253
6.4.5	Rozhodovací modely aplikované na nakládání s SKO	256
6.5	Závěr	257
	Seznam literatury	258
7	Závěr	265
	Summary	267
	Seznam použitých zkratk a akronymů	269

1 Úvod

Publikace „Aplikace modelů v oblasti životního prostředí“ vznikla jako jeden z výstupů projektu VaV MŽP SP/4h1/147/08 „Návrh systému hodnocení politik mezi jednotlivými systémy uživatelských informací ve vazbě na efektivní využití výsledků na rozhodovací a informační chování podle modelů a principů udržitelného rozvoje včetně testování a prezentace nástrojů znalostní báze životního prostředí“, řešeného v letech 2008–2010.

Hlavními přínosy řešeného projektu bylo zmapování používaných metod a pracovišť, které tvorbu výhledů stavu životního prostředí v současné době provádějí, včetně porovnání různých přístupů a metodik využívaných v rámci modelování různými specializovanými odbornými pracovišti. Rovněž se podařilo v rámci návrhu přípravy zprávy „Životní prostředí v ČR – Stav a výhledy do roku 2020“, tzv. „Kompendia“ zajistit podporu při budování sítě odborníků a organizací, které se budou podílet kromě hodnocení stavu a vývoje životního prostředí a socioekonomické sféry i na tvorbě výhledů a scénářů (outlooks) pomocí modelovacích a predikčních nástrojů. V oblasti modelování ovzduší a klimatu je nesporným přínosem projektu i založení permanentního pracoviště v rámci agentury CENIA, využívajícího komplexní model GAINS pro emisní projekce i analýzu scénářů politiky životního prostředí.

Předkládaná publikace reaguje na jeden z hlavních cílů projektu zmapovat současnou praxi modelování v oblasti životního prostředí, kdy jsou na pracovištích různých mezinárodních a národních organizací a institucí prováděny projekce či odhady budoucích hodnot založené na matematických modelech či expertních odhadech (např. emise skleníkových plynů, emise klasických znečišťujících látek, množství odpadů, množství a kvalita povrchových vod).

Současná situace je však taková, že jednotlivé projekce a odhady bývají prováděny izolovaně a vzájemné vazby mezi nimi jsou, pokud vůbec, zohledněny nedostatečně. Vzhledem k roztržitosti a nedokonalé komunikaci mezi jednotlivými pracovišti dochází také k časovému posunu, kdy jsou do modelů dosazována

dostupná data, která velmi často nejsou aktuální. Prakticky nikdy není sledována zpětná vazba mezi sledovanou veličinou a vstupními daty či okrajovými podmínkami, které mohou být sledovanou veličinou zpětně ovlivněny – při současném stavu, kdy jsou projekce zpracovávány na různých pracovištích podle různých zadání a s různými cíli, zpětná vazba ani dost dobře být sledována nemůže.

Cílem publikace je proto poskytnout odborné veřejnosti obraz současného stavu modelování v hlavních oblastech životního prostředí, tj. v oblasti ochrany ovzduší a klimatu, vody a vodního hospodářství, půdy a zemědělství a také v oblasti odpadového hospodářství. Publikace se rovněž v úvodní kapitole zaměřuje na problematiku modelování obecně – zabývá se obecnými zásadami užívání matematických modelů a dalších výpočetních nástrojů na podporu rozhodování při ochraně životního prostředí. S tím je spojen i návrh „dobré modelovací praxe“, tj. zásad, jejichž uplatnění se předpokládá při užívání matematických modelů. Tyto zásady stanovují podmínky a pravidla, která určují způsob práce s modely a interpretaci výsledků s pomocí modelů dosažených, a to v rámci podmínek České republiky. Účelem je zejména do budoucna vyloučit přijímání nesprávných rozhodnutí na základě užití chybných (neadekvátních) modelů, špatných dat, laického užívání modelů např. mimo oblast jejich aplikovatelnosti a chybné interpretace výsledků modelování.

V rámci každé kapitoly týkající se sledované oblasti životního prostředí se autoři zaměřují na klasifikaci a metodické zázemí modelů či modelovacích technik, včetně přehledu jejich praktického využití v zahraničí a zejména v České republice, kdy jsou uvedeny modely nejen převzaté ze zahraničí, ale i vytvořené v tuzemsku.

Na zpracování publikace se podíleli odborníci z oblasti aplikace modelů v životním prostředí – jednotlivé hlavní kapitoly mapující aplikaci modelů v hlavních složkách životního prostředí tak představují výsledky práce autora či kolektivu autorů v rámci jimi zpracovávané oblasti. Proto je z důvodu odlišného zpracování, obsahu i rozsahu jednotlivých kapitol, i přes společné nosné téma, celá publikace koncipována jako materiál sborníkového charakteru.

Plné verze příspěvků jednotlivých autorů jsou uvedeny v přílohách „Souhrnné závěrečné zprávy projektu SP/4h1/147/08“ (dále jen „Zpráva“), která je uložena v knihovně Ministerstva životního prostředí. V této souvislosti je třeba vyjádřit díky oponentům „Zprávy“, jmenovitě Ing. Janu Brůhovi, Ph.D., prof. RNDr. Jiřímu Hřebíčkoví, CSc. a Dr. Rostislavu Nevečeřalovi, MES, kteří svými připomínkami a podněty přispěli i k následnému zpracování této publikace.

Praktické aplikaci výše uvedeného modelu GAINS v oblasti ovzduší a klimatu v rámci České republiky se pak věnuje samostatná publikace „Aplikace modelu GAINS v České republice“ vydaná agenturou CENIA v roce 2011.

2 Základy užívání matematických modelů při ochraně životního prostředí

Ing. Lubomír Nondek, CSc. (Integra Consulting Services, spol. s r.o.)

2.1 Úvod

Tato kapitola se zabývá obecnými zásadami užívání matematických modelů a dalších výpočetních nástrojů na podporu rozhodování při ochraně životního prostředí. Nejprve obecně definuje matematické modely, které popisují reálné procesy, a to přírodní nebo technologické, a dále se věnuje modelování procesů rozhodovacích, nebo procesů tvorby plánovacích dokumentů. Pojem model zde překračuje pouhý fyzikálně-chemický proces (např. disperzi polutantů z bodového zdroje nebo odtok vody korytem řeky) a vychází z definice matematického modelu, který je zjednodušeným matematickým popisem výseku reality nebo procesu, který probíhá v reálném světě.

Sestavování i užívání matematických modelů předpokládá dodržování určitých zásad „dobré praxe“, které vycházejí jednak z podstaty matematického modelování, ale i ze složitosti výpočetních postupů (algoritmů). Proto definujeme nejistotu modelování jako inherentní vlastnost modelů a zabýváme se jejími zdroji. Na tomto základě formulujeme v Kap. 2.11 návrh praktických pravidel používání matematických modelů jako podpůrného nástroje pro decizní sféru (DST/DSS) v oblasti ochrany životního prostředí.

Nástroje na podporu rozhodování (DST/DSS, Decision Support Tools/Decision Support Systems) mají kromě těch nejjednodušších (bodovací tabulky apod.) charakter matematických modelů. Modelují se přírodní nebo technologické procesy, chování ekonomických subjektů anebo rozhodovací procesy. Vedle procesních nebo rozhodovacích modelů mají modely užívané ve státní správě predikční (analýza trendů) nebo simulační účel (posouzení scénářů). Kromě toho je možno pro uvedený účel využít různé optimalizační modely, které byly vyvinuty ve sféře operačního výzkumu (řízení technologických procesů).

V souvislosti s modelováním rozhodovacích procesů byly do tohoto přehledu zahrnuty také rozhodovací procesy, které vycházejí ze strukturovaného expertního

úsudku, a to nejen individuálního, ale i úsudku souboru nezávisle rozhodujících členů expertní komise. Metoda AHP (Analytical Hierarchy Process) je v této oblasti jednou z nejrozšířenějších a byla aplikována i v České republice (např. příprava Strategie udržitelného rozvoje České republiky). Dalším modelem plánovacích a rozhodovacích procesů je informační model strategického plánu založený na kombinaci AHP, SWOT analýzy a matematické analýzy shluků.

V Kap. 2.13 je uvedena metoda operačního výzkumu, která může sloužit jako objektivní rozhodovací nástroj. Jedná se o analýzu obalu dat (DEA, Data Envelopment Analysis), která má velký aplikační potenciál při definování BAT (nejlepší dostupné techniky) a BATNEEC (nejlepší dostupné techniky nevyžadující nadměrné náklady). Vzhledem k tomu, že evropská směrnice 2003/87/ES (směrnice o systému EU ETS) se odvolává na BAT, byla testována použitelnost DEA na příkladu alokace emisních povolenek na výrobu vápna, kde byla k dispozici potřebná provozní data. Jinou možnou aplikací DEA je proces IPPC, kde má regulátor možnost individuálně nastavit emisní limity a další environmentální parametry pro velké produkční jednotky. DEA dává možnost racionálního přístupu k benchmarkingu (porovnávání) jednotek.

2.2 Environmentální informatika a podpora rozhodovacích procesů

Nedávný rozvoj užívání matematických nástrojů podpory rozhodování (DST/DSS) je dán nejen vyšší výpočetní kapacitou dostupných počítačů, ale i rozvojem environmentální informatiky. Ta se stává stále důležitější z hlediska podpory rozhodovací oblasti s tím, jak roste objem dat získávaných monitoringem a statistickými výkazy (nejrůznější data generovaná na základě zákonné povinnosti). Matematické modely a další matematické nástroje podpory rozhodování tak umožňují zpracování obrovského množství dat a jejich konverzi na informace a znalosti. Analýza relevantních informací zahrnuje také **simulaci** (paralelní scénáře „co-když“) a **predikci** (extrapolaci časových trendů, scénáře budoucnosti). Význam modelů při strategickém plánování, posuzování účinnosti ekonomických nástrojů během dosahování strategických i operačních cílů, hledání různých variant a posuzování jejich nákladovosti – to vše je předmětem matematického modelování.

Výhledově se hovoří o nových technologiích, které umožní implementaci dynamicky generovaných opatření (information-technology-based-measures) nebo dynamicky optimalizované monitorovací sítě (Huang a Chang, 2003). Dalším novým trendem je **vývoj integrovaných modelovacích systémů**, které slouží jako nástroj podpory rozhodování (DST/DSS) během hledání optimálních postupů environmentálního managementu. Existuje řada dílčích praxí ověřených modelů, které mají

různá měřítka (lokální, regionální, globální) a stupeň složitosti, jejichž integrace by zefektivnila využívání datových proudů z různých zdrojů (stacionární on-line monitoring, satelitní pozorování (remote sensing) anebo analýza digitálního obrazu).

Lze očekávat (Huang a Chang, 2003), že vývoj bude směřovat k **expertním DST/DSS systémům**, které budou nejen využívat databáze a datové toky, ale také expertní znalosti a odhady. Ne všechny parametry jsou dostupné, výsledky praktického použití DST/DSS musí být validovány a matematické modely je nutno dále vyvíjet a zdokonalovat. Pouhé izolované výstupy z modelování, které neberou v úvahu širší kontext a tedy i nejistoty v datech anebo stochastickou povahu modelovaných procesů, nejsou adekvátní z hlediska rozhodovacích procesů (Günther, 1998).

Část informací a znalostí je nekvantitativní (nekvantifikovatelné) povahy a modelovaná realita se vždy nechová deterministicky. Tyto aplikační hranice matematického modelování proto vyžadují práci s nejistotou, která nejen charakterizuje vstupní data, ale je vlastní i výstupům modelování vzhledem k šíření nejistoty modelem ve směru vstup/výstup. Posuzování environmentálních nebo investičních rizik, které představuje aplikaci principu předběžné opatrnosti (precautionary principle), leží v samém jádru environmentálního managementu (Beck, 1987) a musí být proto zohledněno i během vývoje a aplikace DST/DSS včetně matematických modelů.

Posledním tématem rozvoje environmentální informatiky je **aplikace GIS** (Geographic Information System). Většina monitorovacích systémů včetně satelitního pozorování generuje velké objemy prostorově strukturované informace. GIS jsou efektivním nástrojem pro archivování, vizualizaci a analýzu těchto dat ve spojitosti s efektivními systémy managementu databází (DBMS, DataBase Management Systems). V poslední době se do tohoto systému integruje také využití GPS (Global Positioning System).

Vyvíjení takových integrovaných systémů vyžaduje kolektivní úsilí často na úrovni mezinárodních, interdisciplinárních projektů. Týmy zahrnují specialisty z nejrůznějších oborů, matematiky, programátory a informatiky. Vzhledem k tomu, že Česká republika dokázala z velké části eliminovat značné zpoždění, které zde bylo počátkem 90. let, kdy před rokem 1989 neprobíhal žádný moderní monitoring stavu životního prostředí, výpočetní technika byla zastaralá a na modelování byly omezené rozpočty, bylo by vhodné, aby v tomto období došlo k intenzivní účasti českých specialistů ve vybraných mezinárodních projektech a vývojových aktivitách, které se týkají DST/DSS.

Aktuální obraz o rychlém a mnohostranném vývoji environmentálního modelování se zaměřením na DST/DSS poskytuje sborník sestavený Jakemanem et al. (2008) a odborné periodikum Environmental Modelling and Software. Jak ukazuje přehled literatury, který je součástí této publikace, existuje velké množství modelů

a koncepcí modelování. Tyto mohou být členěny i podle jiných kritérií než je jejich zaměření na jednotlivé složky životního prostředí (ovzduší, voda, půda, biota a odpady), protože jejich významnou charakteristikou je užitá matematická nebo statistická metoda. Dále existují určité matematické a statistické techniky (např. analýza časových řad), které jsou univerzální a tedy nezávislé na fyzikálně-chemické nebo přírodovědné povaze modelovaného problému.

Kromě **modelů fyzikálně-chemických procesů** (srážko-odtokové modely, disperzní a transportní modely, modely materiálových toků nebo procesních emisí) existují i **obecné modely** a koncepty vyvinuté v jiných než environmentálních oborech, jako je statistická analýza, ekonometrie, řízení procesů nebo operační výzkum. Za příklad může sloužit metoda analýzy datových obalů (DEA), která byla vyvinuta jako ekonometrická metoda aplikovaná na benchmarkování BAT (BATNEEC). Proto je tato perspektivní a zajímavá metoda zařazena do souboru zkoumaných metod. Mezi zcela univerzální modely patří i neuronové sítě, které byly velmi módní v 90. letech a které slibovaly nahradit řadu specifických, predikčních modelů (projekce, forecasting). Proto krátce informujeme i o jejich využití i se všemi výhradami k jejich netransparentnosti (black-box modely) a specifickými požadavky na velký objem vstupních dat.

Je evidentní, že analytik má dnes k dispozici velkou sadu nejrůznějších matematických a výpočetních nástrojů, které může používat při zpracování a interpretaci dat. U drtivé většiny z nich to vyžaduje dostatečné zvládnutí teoretických základů, z nichž tyto nástroje vycházejí. Dále je žádoucí dostatečná úroveň znalostí oboru, jehož poznatky jsou při modelování užity (ekonomika, hydrologie, klimatologie, fyzikální chemie, systémová biologie, chemické inženýrství apod.). Záměrem této práce je zmapovat rozsáhlou oblast a tam, kde existuje aplikační potenciál na straně státní správy, **vybrat, otestovat a popsat nástroje**, které by bylo možno široce a dle okamžité potřeby využívat **pro podporu rozhodovacích procesů**. To ovšem vyžaduje splnění několika nutných podmínek:

- kvalitní a dostupná data,
- ověřené modely a
- kvalifikované lidské zdroje.

Nákup nebo sdílení různých modelů jsou tím nejjednodušším krokem, zatímco kvalita lidských zdrojů je problém řešitelný střednědobě. Kvalita a dostupnost dat je trvalý problém, který souvisí s plánováním a financováním monitoringu prováděného se zřetelem k dalšímu využívání dat. Pokud se metodiky monitoringu nebo statistického sledování mění (často ve snaze snížit náklady), vznikají datové řady nekonzistentní nebo neúplné, které nedovolují analytikovi nebo modeláři získat spolehlivé znalosti kauzálních příčin, trendů apod.

Nízká kvalita dat je dána tím, že není důsledně zaveden nebo dodržován management kvality (QA/QC), nejsou včas připraveny kvalitní monitorovací plány a získaná data nejsou systematicky a široce využívána. Data vznikají většinou za veřejné prostředky, ale volný přístup k nim je pod nejrůznějšími (často ekonomickými a mocenskými) důvody omezován, jak zjistili Drahos a Braithwaite (2002). Omezený přístup může vést i k podezření z manipulace s daty a následně ke snížení důvěryhodnosti těch, kteří na veřejně nepřístupných nebo netransparentně upravených datech staví své rozhodování.

Významným cílem projektu, v jehož rámci vznikla i tato publikace, **bylo zapojovat zkušenosti s vývojem a aplikací standardních modelových DST/DSS**, aby tak mohlo dojít k přípravě lidských zdrojů nezbytných k participaci v (pro Českou republiku) důležitých mezinárodních aktivitách. Tento projekt by měl sloužit jako výchozí krok k dosažení potřebné úrovně.

Nicméně je nutno mít na paměti, že složitější modely vyžadují systematickou práci s nimi, a to včetně sledování jejich vývoje. Modely zastarávají poměrně rychle, jsou periodicky revidovány a absorbují další matematické metody i programové nástroje. Domníváme se, že vhodné prostředí pro kvalifikované využívání i pro participaci na rozvoji vybraných modelů představuje zejména akademické prostředí.

Volné sdílení modelů a jejich participativní vývoj je klíčovým faktorem nejen při výzkumu, ale i při přípravě profesionálních matematických modelářů. To se ostatně děje například v hydrologii. Varování před ad hoc, nesystematickým užíváním modelů, kterým uživatelé dostatečně nerozumí (viz např. Seppelt a Richter, 2005), je třeba brát vážně. Úspěšné modelování a podpora rozhodovací sféry vyžadují vysokou odbornou úroveň kritické práce založené na dostatečné znalosti modelovaných dějů i matematického aparátu. Proto jako součást kapitoly navrhujeme zásady „dobré modelovací praxe“ (viz Kap. 2.11.2).

2.3 Definice matematického modelu

Obecně je **model** definován jako **umělý objekt nebo myšlenkový koncept, který se užívá při reprezentaci izolované části reálného světa**. Používání modelů sahá daleko do historie a model je „zjednodušená verze něčeho, co je skutečné“ (viz Schichl, 2010).

Hesse (1967) hovoří o matematických modelech jako o „nepřesných kopiích reality“, které mohou stejně dobře popisovat podobné nebo analogické procesy a jevy (isomorfismus přírodních zákonů). V praxi to znamená, že řada matematických

modelů vyvinutých v určitých vědních oborech může být přímo použita nebo relativně snadno převzata pro zcela odlišné oblasti jevů. Např. rovnice popisující kinetiku složitých chemických reakčních systémů mohou být zjednodušeným popisem populační dynamiky, diferenciální rovnice pro přestup tepla může být použita pro popis neustáleného toku stlačitelné kapaliny porézním prostředím, model „náhodné procházky“ (random walk) odvozený pro Brownův pohyb pylového zrnka v kapalině je použitelný pro popis chování cen na finančních trzích apod. Sociální vědy v rámci trendu matematizace věd převzaly matematický aparát původně vyvinutý pro vědy přírodní a technické (viz Weidlich, 2000; Miller a Page, 2007).

Matematický model je tvořen matematickými vztahy (rovnice, nerovnosti, logické podmínky apod.) **a okrajovými podmínkami jejich platnosti.** Podle Bendera (2000) je matematický model abstraktní, zjednodušený matematický konstrukt, který se vztahuje k určité části reality a je vytvořen za zcela určitým účelem. V tomto kontextu by měl být chápán také často citovaný skeptický názor amerického matematika, statistika a tvůrce matematických modelů stochastických procesů George Boxe: „Všechny modely jsou v podstatě nesprávné, nicméně některé mohou být užitečné“ (Box a Draper, 1986).

Z uvedených definic vyplývají následující **důsledky**:

- model respektuje přírodní zákony a empirické kauzální vztahy (zákon zachování hmoty, termodynamické vztahy mezi formami energie, zákonitě versus náhodné vztahy určitých jevů apod.),
- model má stanovené hranice aplikovatelnosti; je předem určeno, jaké objekty, jevy a vztahy má popisovat; je možno volit různě velký „výsek“ reality a ten zjednodušeně popisovat; vždy proto vylučujeme objekty, jevy a vztahy nerelevantní nebo druhořadé k účelu modelování; cíl a účel modelování je východiskem konstrukce modelu.

Další předpoklady, které děláme, musí být v souladu s teoretickými i empirickými poznatky a cílem modelování. Levins (1968) proto uvádí **3 základní rysy matematických modelů**:

1. **Obecnost** – model může popisovat třídu podobných nebo analogických procesů nebo objektů.
2. **Realismus popisu** – míra zjednodušení nebo abstrakce musí být taková, že model je ještě stále dostatečně úplným popisem daného výseku reality.
3. **Shoda** – výstupy modelu musí být v kvantifikovatelné shodě s pozorovatelným (měřitelným) chováním daného výseku reality.

Jak zdůrazňuje Levins (1968), při konstrukci modelu je vždy nutno najít kompromis mezi jednotlivými požadavky. Např. speciální modely jsou obvykle realistické

a přesné, ale platí jen pro specifický účel. Z praktických důvodů by model neměl být složitější než je nutné vzhledem k požadovanému účelu. Hovoříme o parsimonii modelu (CREM 2006), která se během vývoje může měnit, např. zjednodušením, vynecháním nepodstatných částí či naopak doplněním.

Matematické modely jsou sestavovány k **různým účelům**, nejčastěji jako:

1. **Explanatorní modely** (většina modelů z oblasti vědy), které slouží k testování vědeckých hypotéz a vysvětlují povahu nějakého jevu nebo procesu. Příkladem je mechanický model (Kepler, Newton) pohybu nebeských těles nebo Rutherfordův „planetární“ model atomu.
2. **Predikční modely** (většina modelů typu DST/DSS), které slouží jako podklad při praktickém rozhodování (politická, řídicí nebo komerční sféra).
3. **Optimalizační modely** (většina modelů z oblasti operačního výzkumu nebo inženýrství), které slouží k optimalizaci umělých procesů v oblasti technologie, informatiky, logistiky apod.

Podle použití jsou na modely kladeny různé požadavky týkající se zejména jejich realismu a přesnosti. Tyto požadavky by měly být předem definovány, resp. vyjasněny diskuzí s uživateli, a to ještě před implementací modelu.

Pokud nám to dostupné prameny dovolí, budeme se zabývat zejména modely vyvinutými pro potřeby regulačního procesu, který zahrnuje různá rozhodnutí. Požadavky na kvalitu takových modelů jsou většinou mnohem přísnější než u modelů používaných ke komerčním nebo vědeckým účelům.

2.4 Vývoj matematických modelů

Vývoj matematických modelů probíhá podle Schichla (2010) v cyklech, které začínají definicí problému existujícího v reálném světě, konstrukcí modelu a pokračují shromažďováním dat, výpočty a končí interpretací výsledku. Celý cyklus se může opakovat, což nejčastěji znamená, že model se může dále vyvíjet nebo výpočet pracuje s jinou sadou dat.

Některé fáze vývoje modelu jsou klíčové, a to nejen z pohledu autora modelu (modeláře), ale především koncového uživatele modelu. Zejména ve fázi definice problému je důležitá schopnost komunikace mezi zadavatelem (koncový uživatel) a matematikem/programátorem. Koncový uživatel není někdy schopen přesně definovat cíl modelování a nerozumí všem požadavkům, které vyplývají z matematické formulace úlohy (okrajové podmínky, dostupné numerické metody, nároky na data a čas apod.). Pokud jsou problémy se zadáním jednoznačně vyřešeny, pak

vznikne **základní koncepce modelu**, kde je možno rozlišit **tři vzájemně nezávislé segmenty programu**:

1. **Proměnné**, které reprezentují neznámé nebo během výpočtu se měnící veličiny.
2. **Vztahy**, tedy nejčastěji soubor rovnic nebo nerovností, které reprezentují okrajové podmínky řešení nebo jiné základní podmínky (nezápornost, zachování hmoty apod.).
3. **Data**, což jsou všechna čísla potřebná k jednoznačné specifikaci modelované úlohy.

Autor modelu musí využít dostupný matematický aparát, vybrat si vhodný programovací jazyk, využít knihoven funkcí atd., což jsou problémy, které se koncového uživatele příliš nedotýkají. Poté může proběhnout testování modelu, odstranění chyb a jeho nezávislá validace. Pro koncového uživatele musí být model opatřen jednoznačnými instrukcemi (manuál) a dostatečným popisem užitých metod.

I pro pouhého uživatele je důležité modelu rámcově rozumět, a to včetně jeho základního konceptu, definiční oblasti, struktury, použitých matematických vztahů, datových nároků apod. Proto popis procesu, který chceme modelovat, formulace hypotézy, sestavení konceptuálního modelu (graf, blokové schéma, sada logických podmínek, slovní popis apod.) – to vše musí být srozumitelné a popsitelné, jinak podstata modelování není sdělitelná uživatelům.

Samotné sestavení počítačového programu obvykle zahrnuje tyto **fáze**:

1. Převod konceptuálního modelu do matematických vztahů (např. soustavy lineárních, diferenčních nebo diferenciálních rovnic, užití statistických rozdělení pro vstupní proměnné).
2. Sestavení blokového schématu výpočetního programu, převedení do příslušného jazyka (s možným mezistupněm využití pseudo-kódu), odladění, testování na vhodně vybraných souborech testovacích dat. Testování modelu na historických datech, nastavení adjustabilních numerických konstant apod. K matematickému modelování se rostoucí měrou užívají algebraické modelovací jazyky jako např. AMPL, GAMS nebo LINGO¹.
3. Posouzení vhodnosti přejímaného modelu k danému účelu (model assessment), práce se skutečnými daty, porovnávání s jinými modely, testy robustnosti vzhledem ke kvalitě dat apod.

I stavba středně složitých matematických modelů a jejich výpočetní (programová) realizace vyžaduje desítky hodin pracovního času (stovky řádek kódu) ve stádiích 1) a 2). Fáze 3) až do získání použitelné verze programu může trvat o řád déle.

1 Viz <http://www.mat.univie.ac.at/~oleg/AML.html>

Modely a výpočetní programy jsou dnes připravovány projektovými týmy na zakázku koncového uživatele anebo v rámci aplikovaného výzkumu. Jako reakce na zkušenosti uživatelů dochází k jejich dalšímu vývoji. To někdy vyžaduje i revizi stádia 1) a 2); při revizi fáze 3) je možno podstatnou část kódu s výhodou recyklovat, což je dáno modulární architekturou moderních výpočetních programů.

Vývoj modelů pro účely environmentální regulace **zahrnuje** (Jakeman et al., 2006; CREM 2007) **následující kroky**, které mohou vytvářet vývojové cykly v závislosti na oponentním řízení nebo jednání se zadavatelem (veřejná správa):

- definice účelu modelování (cíl, charakter podporovaných rozhodnutí, charakter predikcí),
- specifikace kontextu modelování (měřítko, oblast aplikace, uživatelé, vstupy/výstupy, evaluační kritéria),
- konceptuální návrh (vědecké základy, charakteristika procesů – deterministické, stochastické, kontinuální, stacionární apod., stavové veličiny, úroveň detailu),
- výpočetní model (algoritmy a matematické metody, datové vstupy, HW, OS, uživatelské rozhraní, jazyk, QA/QC a testování kódu, dokumentace),
- testování a revize modelu (oponentní přejímací řízení, testování na reálných datech, analýza citlivosti, analýza nejistot, testy robustnosti, porovnání se zadáním, tj. požadovanými vlastnostmi),
- užívání a hodnocení použitelnosti (práce se scénáři, evaluace predikcí, posouzení navrhovaných opatření a nástrojů politiky).

Hovoří se o životním cyklu modelu, kdy model by měl být po několika letech podroben detailní revizi. Na začátku uživatelské fáze by taková analýza provedená na základě praktického užívání ani nebyla možná. Obvykle následují rozhodnutí o úpravě modelu nebo jeho dalším užívání, příp. o přípravě koncepčně odlišného modelu. Vzhledem k vyvíjejícím se vědeckým poznatkům i pokroku výpočetní techniky, modely užívané veřejným sektorem zastarávají a jsou buď dále vyvíjeny, nebo nahrazeny lepšími (CREM 2007).

2.5 Deterministické a stochastické modely

V terminologii matematického modelování rozlišujeme **exogenní (nezávisle)** a **endogenní (závisle) proměnné**. Exogenní proměnné vstupují do modelu, zatímco endogenní veličiny jsou proměnné existující uvnitř modelu, resp. výstupy modelování. Pokud kauzální vztahy mezi všemi proměnnými jsou jednoznačné, pak jedné

sadě exogenních proměnných odpovídá jediná sada proměnných endogenních. Modelování je zcela reprodukovatelné, výpočet může proběhnout opakovaně a jeho výsledek je vždy stejný. Některé složité soustavy rovnic mohou být nestabilní a při malé změně vstupních dat může dojít k velké změně výstupních proměnných. Pak je nutno uvažovat, zda se podobně chová i popisovaný výsek reality, nebo zda je nestabilita vlastností užitého matematického řešení (artefakt).

Jiná situace nastává při **modelování stochastických procesů**, které zahrnují náhodné změny některých proměnných (nebo jejich kombinací) a modelování vede k několika možným výsledkům anebo k nejpravděpodobnější hodnotě výstupu spolu se statistickou distribuční funkcí. To znamená, že výstupem není jediná sada výstupních proměnných. Pokud zkoumáme takový proces v čase (periodické nebo kontinuální měření), pak stochastický proces je popsán například modelem „náhodné procházky“ (Brownův pohyb), kdy stav veličiny x_1 v čase $t+1$ se odvozuje od předchozího stavu x v čase t , přičemž náhodná velikost změny x nezávisí na stavech předchozích (systém nemá paměť).

Stochastický model náhodné procházky (random walk), který byl nejprve použit k vysvětlení Brownova pohybu, našel aplikaci při studiu cenových řad (krátkodobé změny měnových kurzů apod.). Takové modely mohou mít např. zabudován generátor náhodných (pseudonáhodných čísel), který náhodně modifikuje exogenní proměnnou. Pokud provádíme výpočetní simulace tzv. metodou Monte Carlo, užíváme **deterministické modely** v kombinaci s náhodně generovanými exogenními veličinami. Tyto simulační modely mohou být relativně jednoduché a nacházejí své opodstatnění zejména v případech, kdy není k dispozici analytické řešení². Nevýhodou je pomalá konvergence vyžadující velký počet opakovaných modelových výpočtů.

V poslední době je stále více používáno stochastické programování odvozené z lineárního programování (LP), a to k řešení rozhodovacích problémů, které zahrnují nejistotu. Takovou nejistotu spojenou s daty nebo vnitřními parametry můžeme modelovat zabudováním pravděpodobnostních distribučních funkcí do LP modelu, což umožňuje tzv. **stochastické programování**. Nejrozšířenější aplikací stochastického programování jsou vícestupňové (multi-stage) LP modely užitá k rozhodování. V prvním stupni se optimalizuje rozhodnutí (např. o velikosti kapacity nové spalovny). Korigující rozhodnutí (recourse decision) může být učiněno v druhém kroku poté, co modelovaný stochastický proces je konfrontován s primárním rozhodnutím. Jedná se tedy o simulaci rozhodovacího procesu za nejistoty.

2 Jako první Monte Carlo simulaci užil a takto postup i nazval John von Neumann, když v časové tísní nebylo možno v projektu Manhattan (1943) nalézt uspokojivé analytické řešení výpočtu podkritického množství štěpného materiálu.

2.6 Princip parsimonie

Princip parsimonie, který platí pro hypotézy nebo vědecké teorie, byl definován již ve středověku (Occamova břitva). Původně byl formulován jako „*Pluralitas non est ponenda sine necessitate*“, tj. množství (důvodů, příčin) se nemá dokládat, není-li to nezbytné. To znamená, že velké množství kauzálních vazeb se nemá brát v úvahu, nepřináší-li to lepší predikční sílu modelu. Model má být pro daný účel co nejjednodušší.

Při konstrukci matematických modelů tento princip například aplikovali Box a Jenkins (1970), kteří razili uvedenou zásadu, že užitý model má být co nejjednodušší. Pereira a Stern (2001) parafrázovali toto pravidlo užitě při konstrukci modelů: „Nevkládejte do modelu adjustabilní parametry (členy), pokud nemáte silný důkaz, že nejsou nulové“. Navíc predikční síla modelů s počtem redundantních parametrů (členů) klesá, například při víceparametrové regresi dochází k nelineární interpolaci a polynom dobře přiléhá ke kalibračním datům, což ovšem neznamená, že ho lze užít stejně dobře pro predikci (extrapolaci) nebo simulaci, tj. interpolaci s pozměněnými hodnotami nezávisle proměnných.

Při konstrukci modelů a výběru optimální varianty modelu proto platí dva základní principy:

1. **Princip adekvátnosti modelu**, což znamená, že model je pokládán za adekvátní, když zpracovává relevantní informaci (data). Je-li kalibrován na sadu dat, pak by neměla vzniknout systematická odchylka mezi kalibračními daty a jejich interpretací modelem (výstup), tj. tato odchylka může být působena pouze náhodnými vlivy (šum).
2. **Princip parsimonie**, což znamená, že z množiny všech možných modelů vybereme ten nejjednodušší, který splňuje požadavek adekvátnosti.

Deterministické (mechanistické) modely mají často tendenci být příliš složité, tedy zahrnovat kauzální vazby druhého a třetího řádu. Jakeman et al. (2006) a Crout et al. (2006) poukazují na časté přeparametrizování (over-parametrization) modelů, např. redundanci některých částí nebo snahou o modelování vlivu nepodstatných nebo řídce se vyskytujících příčin apod. To, zda je model přeparametrizovaný (počet adjustabilních parametrů, které model obsahuje je větší než je nutné z hlediska adekvátnosti), lze testovat postupným zjednodušováním modelu. Aplikaci Bayesovské metody k testování použil k deparametrizaci několika deterministických environmentálních modelů popsanych v literatuře Crout et al. (2006). Pereira a Stern (2001) demonstrují problém výběru modelů na příkladu víceparametrické regrese, kdy pro dvě nezávislé proměnné lze použít obecný model

$$y(x_1, x_2) = b_0 + b_1x_1 + b_2x_2 + b_3x_1^2 + b_4x_2^2 + b_5x_1x_2 + \varepsilon(\mu, \sigma) \quad (1)$$

kde $\varepsilon(0, \sigma)$ je např. gaussovský šum s nulovou střední hodnotou μ a rozptylem σ .

Posouzení adekvátnosti parametrů umožňuje také **analýza citlivosti modelu**, kdy je možno empiricky deparametrizovat model, tj. užít nulovou hodnotu parametru. Bayesovská kritéria k výběru optimální varianty z množiny možných stochastických modelů navrhl Akaike (1974) a Schwartz (1978). Praktické příklady aplikace těchto kritérií při modelování časových řad stochastickými modely třídy ARMA (p, q) uvádí Arlt a Arltová (2003). Případná deparametrizace modelu musí být prováděna na testovacích datech, která zahrnují všechny reálné situace, které jsou dostatečně pravděpodobné.

Při testování modelu na kalibračních (historických) datech je obvyklé, že při výběru optimální verze je kritériem výběru modelu suma empirických chyb, R , resp. suma čtverců odchylek. Je-li dimenzionalita modelu (počet členů a parametrů) dostatečně vysoká, empirická chyba R může být velmi malá vzhledem k dosažené interpolaci. Proto je nutno nejen normalizovat tuto chybu vzhledem k počtu experimentálních bodů, n , ale i vzhledem k dimenzionalitě modelu, d , pomocí regularizační funkce $r(d, n)$. Pro odhad predikční chyby $R(p)$ pak platí:

$$R(p) = r(d, n)R \quad (2)$$

V literatuře jsou uváděny různé regularizační funkce s proměnnou $p = (d/n)$:

a) Akaikeho finální predikční chyba

$$\text{FPE} = (1+p) / (1-p) \quad (3)$$

b) Schwartzovo Bayesiánské kritérium

$$\text{SBC} = 1 + \ln(n)p / (2-2p) \quad (4)$$

c) Generalizovaná křížová validace

$$\text{GCV} = 1 / (1-p)^2 \quad (5)$$

d) Shibatův modelový selektor

$$\text{SMS} = 1 + 2p \quad (6)$$

Výše uvedené regularizační funkce (přehled původní literatury viz Pereira a Stern, 2001) byly teoreticky odvozeny a empiricky testovány. Mohou být užity k odhadu predikční chyby $R(p)$ při simulačních experimentech.

2.7 Přesnost a správnost matematického modelování

První příspěvek (von Neumann a Goldstine, 1947) k teorii chyb matematického modelování definuje **čtyři kategorie chyb**:

1. **Neadekvátnost modelu** (včetně nevhodného analytického nebo numerického řešení užitých matematických vztahů, nedodržení principu parsimonie, nesprávné nastavení nebo absence okrajových podmínek apod.).
2. **Chyby vstupních dat** (systematické a náhodné) vedou k chybné adjustaci modelu při jeho kalibraci (viz Meloun a Militký, 2002).
3. **Numerické chyby při výpočtech**, kdy např. některé funkce aproximujeme řadami, např. užití Taylorovy řady pro numerický výpočet $\sin(x)$. Takové chyby jsou v případě programů obvykle závislé na užití zabudované knihovny funkcí (DDL). Mohou se projevit při provozování programu na jiném počítači (různé verze OS).
4. **Výpočetní chyby**, včetně programátorských chyb při operacích s různými datovými typy, nesprávným řízením průběhu výpočtu apod.

Nejhůře lze odhalit chyby kategorie 4), které vznikají při programování. Výstavba rozsáhlých programů, kterou provádí tým programátorů, se proto musí řídit určitými pravidly, aby frekvence výskytu chyb v kódu byla co nejmenší (McConnell, 2004). Proto programy musí procházet baterií testovacích procedur a první plné verze (beta verze) jsou obvykle testovány širší skupinou potenciálních uživatelů.

2.8 Nejistota modelování

Nejistota modelování je Stewartem (2006) definována tak, že **výstupem výpočetního procesu** může být:

- sada diskrétních hodnot výstupních proměnných (stavů), jimž lze připsat určitou pravděpodobnost nebo
- statistické rozdělení výstupní proměnné kolem střední hodnoty, tj. výsledkem výpočetního procesu jsou odhady polohy a rozptylu, nikoliv jediná hodnota proměnné.

Stewart (2006) rozlišuje nejistotu aleatorní a nejistotu epistemickou:

1. **Nejistota aleatorní** je dána tím, že v reálném světě existují náhodné procesy, které mohou zcela maskovat nebo kontaminovat kauzální vztahy mezi proměnnými. Tato nejistota je neredukovatelná, avšak její míru lze odhadnout.

2. **Nejistota epistemická** souvisí s neúplnou znalostí reality, tedy s neschopností vytvořit úplný (adekvátní) matematický popis modelovaného procesu (systému). Nejistotu epistemickou lze redukovat důkladnou reflexí celého modelovacího procesu ve všech jeho stádiích. Nejde jen o situace, kde „víme, že víme málo“, ale hlavně o situace, kdy „nevíme, že něco nevíme“.

Zásadním problémem matematického modelování užitého jako DST/DSS je nejen souvislost mezi nejistotou aleatorní a epistemickou, ale i omezenost zpětné vazby mezi predikcemi a pozorováními. Jak bude ukázáno dále, existují oblasti reality, kde matematické modelování buď neposkytuje použitelné informace (predikce zemětřesení), a to vzhledem k vysoké aleatorní nejistotě, anebo poskytuje informace zatížené relativně vysokou nejistotou (např. modely globální cirkulace při odhadu lokálních dopadů změny klimatu).

Závěrem lze říci, že:

- každé užití matematického modelu je zatíženo určitou mírou nejistoty, což při používání modelů jako DST/DSS musí být zřejmé především uživatelům v rozhodovací sféře,
- modelování musí být transparentní, reprodukovatelné, resp. musí splňovat „zásady dobré praxe“, zejména v případě, kdy modely mají sloužit jako rozhodovací nástroj,
- modelování musí být doplněno:
 - a) jinými nezávislými postupy (logická analýza konceptu i výsledků, expertní odhady na bázi benchmarků, zkoumání analogií apod.),
 - b) používáním dvou a více odlišných modelů,
 - c) testováním robustnosti modelu vůči nepřesným datům (citlivostní analýza, Monte-Carlo experimenty apod.), včetně kreativní práce s umělými nebo upravenými daty (scénáře získané modifikací minulosti) apod.

2.9 Vybrané kategorie matematických modelů

Matematický model se vztahuje ke zcela konkrétnímu problému z reálného světa v technické, ekonomické anebo přírodovědné oblasti. Vztahy a metody, které tvůrce modelu používá, jsou však analogicky aplikovatelné na věcně odlišné problémy, které jsou si vzájemně podobné z formálního, matematického hlediska. Matematickými modely proto rozumíme soustavy matematických vztahů (a jejich reprezentací výpočetními programy), které umožňují řešení určité formální kategorie problémů např. pomocí soustavy algebraických, diferenciálních nebo

diferenčních rovnic. Dnes existuje celá řada programů, které umožňují numerické řešení takových soustav. Následující odstavce jsou proto jen velmi hrubou kategorizací matematických modelů, které mohou být aplikovány v oblasti ochrany životního prostředí.

2.9.1 Obecné modelovací nástroje

Tato **kategorie univerzálních výpočetních programů**, pomocí kterých uživatel matematicky formuluje a výpočetně testuje svůj vlastní konceptuální model, jsou **děleny do následujících kategorií**:

- a) **přídavné (ad-in) aplikace** pro MS Excel (Crystal Ball nebo @Risk), pro analýzu rizik a simulace pomocí Monte Carlo numerických experimentů,
- b) **modely diskrétních stavů** (bez modelování časových průběhů) jako např. ProModel, Arena, Witness, které mohou být užity při optimalizaci provozu zařízení (emise, odpady, suroviny, energie apod.),
- c) **dynamické systémové modely** (s modelováním časových průběhů jako např. Stella, Vensim, Powersim), které jsou vhodné také k výuce modelování dynamických systémů, environmentální aplikace rozvíjí Donella Meadows (Sustainability Institute, VT, USA),
- d) **hybridní modely** (GoldSim, Extend) kombinují přednosti modelování diskrétních stavů s dynamickými modely; GoldSim byl užit US EPA k simulaci provozu a rizikové analýze úložiště radioaktivního odpadu. Model využívá Monte Carlo numerické experimenty.

Tyto modely, na jejichž zavedení má zásluhu zejména Forrester (1994), jsou teoreticky aplikovatelné na řadu problémů, jako například logistické procesy, pohyb polutantů mezi a uvnitř složek životního prostředí, hodnocení rizik apod. Model Dynamo, který patří do této kategorie, byl užit ve studii „Římského klubu“ (Meadows et al., 1972), která se týká mezí růstu (vztah populace, ekosystémů a zdrojů). Obdobnou studií využívající dynamického modelování je projekt IIASA³ „Population, Environment and Development“. Jsou k dispozici manuály s příklady jejich aplikací na skutečné problémy. IIASA modely mohou zahrnovat možnost analýzy nákladů a přínosů (cost-benefit analýza). Obsahují programové moduly k modelování stochastických procesů, kdy je možno zvolit pravděpodobnostní distribuční funkci (Gaussovo, Poissonovo a další rozdělení).

Uživatel nejprve definuje problém a ten převede do procesního diagramu. Pak v modelu z jednotlivých komponent (procesní moduly) sestaví celý model a otestuje ho. Dynamické modelování obvykle zahrnuje sekvenci modelových výpočtů

3 Viz <http://www.iiasa.ac.at/Admin/PUB/Documents/RR-00-014.pdf>

s fixním časovým krokem. Modely buď vycházejí z lineárního programování, nebo obsahují programové moduly pro numerické řešení soustavy diferenciálních rovnic, např. metodou Runge-Kutta, moduly pro optimalizaci (metoda mini-max apod.). Modelování vyžaduje základní znalosti numerické matematiky (obory použitelnosti jednotlivých metod) i schopnost převést problém, který verbálně popíše např. zadavatel, na konceptuální model a ten v konečné fázi užitím objektového programování nebo specifického programového jazyka převést do výpočetního modelu.

Z provedené rešerše (Google a Google scholar) však vyplývá, že tyto obecné modely nejsou v praxi ani ve výzkumu příliš užívány a počet publikací, které se na ně metodicky odkazují, je poměrně omezený.

2.9.2 Statistické modely časových řad

Analýza časových řad je aplikací matematických a statistických technik nejčastěji na praktické problémy v technologii (řízení procesů), ekonometrii (analýza chování trhů a předpovědi) nebo sledování stochastických přírodních procesů (srážky, teploty, průtoky). V oblasti hodnocení environmentálních politik nebo sledování vývoje stavu životního prostředí není analýza časových řad dostatečně využívána. Jako příklad může sloužit práce Schwartz a Marcuse (1990), která se zabývá vztahem mezi mortalitou a kvalitou ovzduší. Koncentrace tuhých částic a oxidu siřičitého byla pomocí analýzy časových řad identifikována jako prediktor mortality.

Následující text, který by měl podpořit hlubší zájem o aplikaci analýzy časových řad při rozhodování a při následném vyhodnocování environmentálních opatření, vychází zejména z monografií sloužících jako úvod do problematiky (Chatfield, 2004; Brockwell a Davis, 2002; Shumway a Stoffer, 2006; Arlt a Arltová, 2003) nebo e-book (Arsham, 2009); zájemce o analýzu časových řad odkazujeme na tyto texty. Příslušné analytické nástroje jsou obvyklou součástí statistických programů. V tomto projektu byl používán statistický programový balík NCSS 2007, který také obsahuje elektronický manuál vysvětlující základy použitých metod.

Časová řada je soubor pozorování, která jsou prováděna v průběhu času, a to kontinuálně nebo diskontinuálně. Ve druhém případě mohou být časové intervaly mezi jednotlivými pozorováními stejné (ekvidistantní časová řada) anebo nepravidelné. V případě kontinuálních měření vzniká časová řada vzorkováním výstupního signálu (např. měření teploty, průtoku, pH apod.). Jiná pozorování poskytují kumulativní hodnoty ve stejných časových intervalech (rok, měsíc, den), například produkce odpadů, spotřeba energie, vody, těžba dřeva apod. Jiné časové řady souvisí s technologickými procesy, např. množství vypouštěných odpadních vod a koncentrace znečišťujících látek, emise z bodových zdrojů do ovzduší apod.

Při analýze časových řad je možno stanovit:

- trend, kdy hodnoty pozorované veličiny soustavně rostou nebo klesají,
- periodicitu, kdy hodnoty pozorované veličiny procházejí pravidelnými minimy a maximy (např. ročními nebo denními),
- závislost pozorované veličiny na jiných nezávisle proměnných veličinách sledovaných ve stejných časech (závislost koncentrací na průtoku nebo teplotě).

Většina pozorování je zatížena **nejistotou**, která plyne buď ze stochastických procesů, které mají vliv na sledovanou veličinu, anebo plyne z chyby měření. Stochastická časová řada je jen z části závislá nebo zcela nezávislá na minulých hodnotách, a proto přesná predikce budoucích hodnot (alternativní termín „předpověď“ nebo „projekce“) není možná. Je možno získat pouze nejpravděpodobnější (střední) hodnotu odhadu spolu s rozdělením pravděpodobnosti.

Časové řady mohou být zobrazeny jako časový graf, což je základní nástroj jejich zkoumání. Z grafu může být patrný trend nebo periodičita, ale také přítomnost statisticky odlehlých hodnot (statistical outliers). Odlehlá hodnota, která markantně vybočuje z časové řady, může být validní (nevznikla např. nepřesným měřením nebo chybným zápisem) a může indikovat kupříkladu to, že sledovaná veličina je ovlivněna nějakým dalším procesem (skoková změna nebo trend), např. krátkodobým a nepravidelným vypouštěním velkého množství znečišťující látky do povrchového toku. Pokud není časový interval řady pozorování dostatečně malý, nemusí být takové příčiny vůbec zjištěny.

Analýza časových řad byla aplikována na **řídící procesy** (kontinuální výroba) anebo na **sledování ekonomických veličin** (např. směnné kurzy nebo ceny na trzích). Byly aplikovány obecné statistické metody, které jsou založeny na lineární a nelineární regresi nebo autokorelacích, tj. vzájemných vztazích mezi členy řady. Jiné metody využívají vyhlazování řad klouzavými průměry nebo jinými filtry (numerické, mediánové, Kalmanovy filtry apod.) nebo spektrální analýzu (Fourierovy řady). V další části této kapitoly se budeme zabývat jednoduchými deskriptivními metodami, které slouží k detekci a kvantifikaci rozptylu, trendu a periodicity. Uvedeme také základní modely stochastických časových řad a na nich založené metody třídy ARMA (AR – Auto Regression, MA – Moving Averages) využívající klouzavé průměry a autokorelaci.

Cílem projektu, v rámci něhož vznikla tato publikace, je uvést tyto metody do praktické analýzy environmentálních časových řad, které jsou obvykle interpretovány jen verbálně, např. komentářem k tabulkám nebo jednoduchým grafům (regresní přímky apod.). Při těchto interpretacích jsou řady brány jako deterministické, což znamená, že odchylkám bodů od nějaké střední hodnoty je připisována nějaká příčina. Řady tak mohou být interpretovány mylně a rozhodovací sféra následovně navrhuje opatření,

kteřá reagují na nahodilé změny. Po čase se ukáže, že opatření jsou neefektivní. Obrovský objem dat generovaný monitoringem je tak užíván kontraproduktivně.

Další aplikací statistických technik analýzy časových řad je možnost **jednoduché konstrukce časových projekcí typu „business as usual“**, tj. nejpravděpodobnější budoucí vývoj „bez intervence“ (v ekonomické literatuře se označuje jako „ceteris paribus“). S takovou projekcí je pak možno porovnávat výsledky získané deterministickými nebo stochastickými modely studovaných procesů. Ty jsou založeny na matematickém popisu fyzikálních, chemických, ekonomických a jiných dějů, které chce regulátor ovlivnit. Statistická analýza časových řad nečiní žádný předpoklad o modelovaných procesech, které popisuje relativně jednoduchými vztahy a předpokládá, že budoucí vývoj je cele obsažen v historii procesu, tj. v časové řadě. Při ex-post analýze dopadů environmentálních opatření lze časovou řadu rozdělit na kratší úseky (např. před a po intervenci) a tyto úseky analyzovat separátně.

Sofistikovanější metody matematické analýzy časových řad předpokládají, že analytik má k dispozici alespoň 30 ekvidistantních hodnot sledované veličiny. To předpokládá i jistou minimální frekvenci a celkovou délku pozorování. U krátkých časových řad, jako jsou například roční řady kumulativně sledovaných veličin (produkce odpadů, emise skleníkových plynů, vypouštění znečištění), je možno při detekci trendu aplikovat jen prokládání křivek (nejčastěji logistická nebo Gomperzova křivka) metodou nejmenších čtverců, tj. užití nelineární regrese. K tomu je nutné mít přinejmenším 8–10 časových bodů, nicméně závěry vyvozené z analýzy krátkých časových řad jsou obvykle zatíženy značnou nejistotou, zejména při větším rozptylu bodů kolem regresní křivky (Chatfield, 2004).

Tuto techniku lze také uplatnit při analýze časových řad, kde zjevně neexistuje globální (spojitý) trend, ale řada vykazuje zlomy a body obratu. Můžeme přijmout hypotézu série nezávislých modelů (piecewise model), kdy časovou řadu je nutno rozdělit na kratší úseky a ty separátně analyzovat, respektive identifikovat ty části řady, které odpovídají různým modelům. Plausibilní interpretace takové série modelů závisí na tom, zda mohlo dojít ke skokovým změnám nezávislých (řídících) proměnných nebo změnám vlastního sledovaného procesu (například dopad nového regulačního nástroje, odstavení určitých zdrojů znečištění, zprovoznění nové dopravní trasy apod.).

Jak již bylo řečeno, tyto modely nepředstavují žádný konceptuální popis studovaného procesu a vycházejí ze scénáře „business as usual“ (zásada „ceteris paribus“), což znamená, že všechny informace o budoucím chování systému jsou obsaženy v časových řadách (ceny, teploty, průtoky, intenzita dopravy apod.). Není možné je použít jako modely explanatorní, avšak s výhodou je lze použít pro verifikaci předpovědí deterministických modelů. S touto třídou modelů se detailně zabýváme v jiné části projektu VaV SP/4h1/147/08 (viz Nondek a Nesměřák).

2.9.3 Neuronové sítě

Neuronové sítě představují další obecný typ matematického modelu vhodného k predikci. Výhodou neuronových sítí je schopnost modelovat nelineární procesy. Nejpoužívanějším modelem je **mnohavrstvý perceptron (MLP)**, který se skládá ze sítě procesních jednotek nebo uzlů (neuronů) tvořených jednoduchými matematickými funkcemi. Kromě vstupní vrstvy (input layer), která přijímá vstupní data, a výstupní vrstvy (output layers), model obsahuje jednu a více skrytých vrstev (hidden layers). Neurony jedné vrstvy jsou spojeny pouze s neurony další vrstvy a model neobsahuje zpětné vazby (feed-forward design).

Model neuronové sítě (neural network, NN) se „učí“⁴ na datovém souboru (časová řada) pomocí algoritmu nazvaného backpropagation. Model použije počáteční hodnoty vah (adjustabilní parametry), porovná výsledek modelování s aktuálními hodnotami a upraví hodnoty vah. Kritériem optimalizace vah je velikost chyby predikce (suma rozdílů mezi predikovanými a aktuálními hodnotami), která je vkládána zpět do modelu (backpropagation). Po stovkách až tisících pokusů je model adaptován.

Strukturu modelu určí analytik, tj. zadá počet vstupů a skrytých vrstev a dále zvolí matematické funkce pro neurony (aktivační funkce), které jsou nejčastěji nelineární (např. logistická funkce nebo hyperbolický tangens). Počet neuronů (vrstev) by měl být co nejmenší (princip parsimonie). Optimální model je nutno hledat metodou pokusu a omylu, kdy kritériem je úspěšnost předpovědi. K porovnávání modelů různé velikosti použijeme výše uvedené regularizační funkce.

Jako vstupní data mohou sloužit různé časové řady, jak pro predikovaný děj, tak i další pravděpodobně související data mající stejný časový interval (tzv. intervenční proměnné). Například srážky, průtoky, teploty na různých místech a profilech povodí jsou intervenční proměnné v situaci, kdy predikujeme průtok na závěrném profilu povodí. Model je nutné nejdříve cvičit (training) na historických datech. Historickou časovou řadu rozdělíme na několik částí. Jednu část datové řady uijeme pro výběr vhodného modelu a jeho kalibraci (cca 60 % dat), druhou pro optimalizaci (cca 30 % dat) a třetí část pro verifikaci (asi 10 % dat).

Tyto modely je buď možno vytvářet v rámci standardních matematických balíků, jako je MATLAB (SimuLink) nebo Mathematica, případně jsou dostupné jako součást optimalizačních a predikčních programových balíků (SAS, S-PLUS apod.). Některé modely jsou plně automatizovány, takže dovolují jen minimální zásahy uživatele. Jsou nabízeny jako DST/DSS pro podnikovou sféru (např. predikce vývoje trhu).

4 V literatuře věnované NN se používají termíny, které mají evokovat analogie s živými systémy, jako neuron, učení, adaptace, samoorganizace apod. NN jsou samozřejmě jen soustavy nelineárních rovnic a s živými organismy nemají nic společného.

Je možno testovat některý z nabízených samostatných komerčních programů jako je např. program Forecaster nebo Forecaster XL⁵, který obsahuje různé příklady a je dostupný jako časově omezená demoverze.

Modely neuronových sítí jsou přes řadu výhrad úspěšně užívány v celé řadě výpočetních aplikací, ne pouze k předpovědím založeným na univariantních časových řadách. Chatfield (2004) porovnává jejich predikční schopnosti se statistickými modely časových řad. Pomineme-li výtku, že se jedná o plně automatizovaný „black-box“ model, platí pro tyto modely potřeba dlouhých časových řad (tisíce až desetitisíce bodů) ke kalibraci. Aplikace NN na časové řady o desítkách až stovkách bodů přináší výrazně horší výsledky než v případě klasických metod matematické analýzy. Jako DST/DSS proto většinou nejsou neuronové sítě obecně použitelné. V oblasti environmentální analýzy dat a modelování se neuronové sítě užívají tam, kde jsou k dispozici zdroje s vysokou frekvencí dat generovaných v reálném čase a kde je nutná rychlá reakce (meteorologie, hydrologie). Takovou aplikační oblastí jsou varovné systémy implementované na malých povodích nebo tzv. adaptivní modelování a predikce, kde se nepředpokládá spojitost predikční funkce ani stabilita jejích parametrů (homoskedasticita).

2.9.4 Modely přírodních a antropogenních procesů

Matematické modely reálných procesů (přírodních, antropogenních), které jsou uvedeny v dalších kapitolách této publikace, **se týkají zejména oblastí:**

- a) jakosti ovzduší,
- b) klimatického systému Země,
- c) hydrologických (srážkově-odtokových) a modelů jakosti vod,
- d) pedologie, zemědělství, lesního hospodářství, ekosystémů,
- e) nakládání s odpady,
- f) antropogenních tlaků (např. dopravy) na výše uvedené základní složky životního prostředí (atmosféra, hydrosféra, pedosféra, biota).

Základem všech modelů reálných procesů jsou matematické popisy studovaných dějů, např. laminárního a turbulentního toku kapaliny, kineticky chemických reakcí, difuze, přenosu tepla, Brownova pohybu apod. Pokud jsou známy investiční, provozní a další náklady, pak mohou být tyto fyzikální modely konvertovány na modely ekonomické.

Modely reálných procesů obsahují řešení soustav diferenciálních nebo diferenčních rovnic vymezená sadou okrajových podmínek. Modely tohoto typu se zabývá Aris

⁵ Viz <http://www.alyuda.com/forecasting-software.html>

(1978), který při jejich vývoji rozlišuje vývoj konceptuální a vývoj simulační schopnosti modelu. První fáze vývoje modelu klade důraz na kvalitu popisu modelovaného procesu a může vést ke složitým soustavám rovnic, jejichž řešení je obtížné nebo vede k nestabilitám (chaotické chování). Modely simulační, které jsou vyvíjeny v druhé fázi, jsou nutně zjednodušené, robustní a validované shodou s reálnými daty.

Modely prakticky využitelné tak podle této představy vznikají testováním a pragmatickou úpravou výchozích modelů konceptuálních. Při úpravě se uplatňuje zmíněný princip parsimonie vedoucí k redukci počtu adjustabilních parametrů (deparametrizace), respektive k eliminaci nebo zjednodušení některých částí modelu. Jak uvádí Wei (1975), regresní rovnice s pěti adjustabilními parametry může dostatečně přiléhavě „popsat slona“. U složitých optimalizačních modelů mohou vznikat problémy s nelinearitou vztahů nebo problémy vyvolané existencí lokálních optim. A konečně, složité modely popisující souhrnně vzájemně provázané děje budou náročnější na odladění a ověření. Kromě úskalí numerických výpočtů existuje již zmíněný problém šíření nejistoty, která zatěžuje vstupní data, do výstupů modelování. Proto se složité modely reálných procesů, pokud je to možné, konstruují jako sada nezávislých modulů, tj. s možností řízení vstupů a výstupů.

2.9.5 Lineární programování

Lineární programování (LP) je technika vyvinutá v rámci operačního výzkumu, která se zabývá řešením složitých rozhodovacích úloh (Jablonský, 2007). Termín „programování“ nesouvisí s vytvářením výpočetního programu, ale s plánováním nebo vytvářením a kvantifikací scénářů. Všechny dílčí procesy jsou popsány lineárními funkcemi. Lineární programy mohou být vyjádřeny kanonickou formou:

optimalizovat $\mathbf{c}^T \mathbf{x}$

za podmíněk $\mathbf{Ax} \leq \mathbf{b}$

kde \mathbf{x} je vektor proměnných, který optimalizujeme, \mathbf{c} a \mathbf{b} jsou vektory známých koeficientů a \mathbf{A} je matice známých strukturních koeficientů. Výraz $\mathbf{c}^T \mathbf{x}$ je tzv. účelová funkce, jejíž optimum (minimum nebo maximum) hledáme. Podmínky, které omezují řešení, mohou vyplývat např. z požadavku nezápornosti (vzdálenosti, hmoty apod.), zákona zachování hmoty apod.

Novější varianty této techniky umožňují nelineární nebo celočíselné programování. Komerčně existuje řada nástrojů LP (solvers), z nichž nejjednodušší jsou realizovány jako přídatné (ad-in) aplikace pro MS Excel. Složitější je pak samostatný software s vlastním programovacím jazykem, který nabízí řada firem. Jako příklad aplikace LP v ochraně životního prostředí může sloužit optimalizační model integrovaného nakládání se smíšeným komunálním odpadem realizovaný v jazyce LINGO, popsáný v Kap. 6.4.

Techniku lineárního programování využívá také další metoda operačního výzkumu, kterou jsme zahrnuli do tohoto přehledu a která slouží k porovnávání efektivity nezávislých produkčních jednotek. Jedná se o analýzu obalu dat (DEA, data envelopment analysis), kterou blíže popisujeme v Kap. 2.13.

2.10 Modely plánovacích úloh

V oblasti ochrany životního prostředí existuje velká skupina úloh zabývajících se soubory objektů, které jsou popsány **větším počtem proměnných**. Může se jednat o socioekonomické charakteristiky objektů, jako jsou hospodářské sektory, územní celky nebo obce, ekosystémy apod. Data charakterizující takové systémy, která jsou nazývána **vícerozměrná data**, jsou uspořádána do tabulek (matic). Každý řádek charakterizuje jeden objekt, každý sloupec jeho nějakou charakteristiku nebo identifikátor (název, GIS souřadnice apod.). Otázkou je, zda takový soubor vícerozměrných objektů tvoří nebo může tvořit nějaký vyšší systém a jak tento systém lze charakterizovat, tj. jaké vlastnosti objektů jsou důležité pro pochopení jejich možných systémových vztahů, chování a ovlivňování (managementu) celého systému.

Jiným příkladem systému složeného z objektů může být **strategický plán**, který se skládá ze strategických os, prioritních cílů a opatření. Jedná se o systém, který má určité hierarchické uspořádání a smyslem plánování je najít optimální strukturu vzhledem k výchozí situaci (stav v přítomnosti) a globálnímu strategickému cíli (žádoucí přítomnost). Na druhou stranu se tento plán týká souboru reálných objektů, které mají výše uvedené charakteristiky. **Plánovací úlohou** rozumíme vytvoření takové struktury plánu (osy, cíle, intervence, nástroje atd.), která by umožnila racionální management konkrétního reálného systému.

Strategický plán vzniká na základě **strategické vize** (popis požadované budoucnosti) a velkého množství informací a dat popisujících současné problémy a trendy (analytická část práce). Postup od dat a informací k detailní strategii obsahuje **několik kroků**:

1. Shromáždění relevantních dat, informací a znalostí o řízeném systému.
2. Přijetí strategické vize (globální cíl).
3. Vytvoření variantních struktur plánu (strategické osy, cíle a opatření) reflektujících fakta a poznatky získané v kroku 1).
4. Posouzení variant – SEA, CBA posouzení udržitelnosti (SA, sustainability assessment).
5. Výběr a případně úprava nejlepší varianty.
6. Finalizace strategie do požadované úrovně podrobnosti.

Oblíbenou metodou, jak od analytických fakt dospět k strategickým cílům a opatřením, je **SWOT analýza**. Ta převádí primární informace do tvaru SWOT výroků a hledá jejich vzájemné vztahy (Wehrich, 1982). Tam, kde těchto výroků jsou stovky, je nutno je nějak strukturovat. To je základní myšlenka, jak pomocí matematického shlukování kombinovaného s AHP (analytical hierarchy process; Saaty, 1980) nebo jinou rozhodovací metodou vytvořit logicky uspořádané struktury strategických variant. Nazýváme je **informačními modely strategie (strategického plánu)**, protože jsou zjednodušeným obrazem finálního dokumentu. Navíc by měly odhalovat vztahy (konflikty nebo synergie) mezi jednotlivými částmi celé struktury a umožnit její optimalizaci. Model je třeba popsat jako soubor vícerozměrných objektů a případně vizualizovat. Tuto vizualizaci je možno provést pomocí map, diagramů, grafů apod., které pomáhají nalézt základní vztahy a souvislosti rychleji a lépe než rozsáhlé tabulky slov nebo čísel.

Složitě soubory vícerozměrných objektů charakterizovaných zdrojovými maticemi vícerozměrných dat lze popsat matematickými vztahy anebo znázornit graficky. V posledních dvou desetiletích se s vývojem výpočetní techniky vyvíjí nejen statistické metody analýzy vícerozměrných dat, ale i jejich vizualizace. Jedná se o rozsáhlou oblast, z níž se stručně zmíníme pouze o dvou vybraných problémech:

- hledání struktury ve vícerozměrných datech,
- vizuální modely vícerozměrných dat.

Klasické metody analýzy vícerozměrných dat uvádí přehledně Meloun et al. (2005). V mnoha případech není jasné, zda vůbec nějaký systém tvořený objekty existuje, zda ho lze popsat a studovat. K tomu musí být provedena průzkumná analýza dat, která může zkoumat podobnost objektů anebo vzájemné vztahy mezi jejich charakteristikami. Používáme k tomu **shlukovou analýzu**, kdy objekty musí být charakterizovány v metrických škálách, anebo analýzu hlavních komponent (Principal Component Analysis, PCA). K hledání vztahů mezi charakteristikami objektů slouží faktorová analýza a korelační analýza. Pokud se podaří najít skupinu objektů, jejichž vlastnosti se řídí společnými zákonitostmi a lze je popsat, pak dospějeme k modelu systému, který je tvořen vícerozměrnými objekty. Existence takového systému nemusí být studiem tabelárních dat na první pohled patrná nebo nemusíme detailně znát vzájemné vztahy a vazby (socioekonomické systémy a ekosystémy) a tedy ani chování takových systémů v reakci na vnější a vnitřní podněty. Jako úvod do studia a modelování sociálních systémů mohou sloužit monografie Millera a Page (2007) nebo Weidlicha (2000).

V následujícím textu popíšeme detailněji shlukovou analýzu vícerozměrných objektů. Těmito objekty jsou například dílčí informace mající formu výroků užívaných při tzv. SWOT analýze (strategické plánování). Rozdělení stovek výroků na menší shluky umožní provést sérii dílčích SWOT analýz a sestavit tak informační

model. Protože změna parametrů shlukování je velmi jednoduchá, lze vytvořit několik shlukových struktur a zkoumat jejich vnitřní logiku. Vzniknou tak varianty, mezi kterými tým plánovačů vybírá (např. s využitím metody AHP). Tato metoda byla intuitivně uplatněna při práci na Strategii udržitelného rozvoje České republiky, kdy kombinace shlukování a SWOT analýzy hledala vhodný informační model strategického dokumentu. Metoda je popsána jako původní sdělení (Nondek a Smutný; 2011). Dále stručně zmíníme analytickou vizualizaci vícerozměrných dat (Young et al., 2006), což je nově se rozvíjející statistická disciplína (visual statistics).

Analýza shluků (cluster analysis) je používána k hledání podobnosti mezi objekty charakterizovanými vícerozměrnými daty. Na rozdíl od klasifikace objektů s pevně danými znaky (např. kategorie odpadů a klasifikace jejich zdrojů) je při shlukování objekt zobrazen jako vektor ve vícerozměrném prostoru (počet rozměrů je dán vícerozměrností dat). Shluková analýza využívá jako kvantitativní míru podobnosti nebo přesněji řečeno nepodobnosti objektů, jejich vzdálenost (euklidovskou, (7) nebo manhattanskou, (8)). Míra nepodobnosti dvou objektů je úměrná jejich vzdálenosti v n-rozměrném prostoru.

$$d_e = (\Delta x^2 + \Delta y^2 + \Delta z^2 + \dots)^{0,5} \quad (7)$$

$$d_m = |\Delta x| + |\Delta y| + |\Delta z| + \dots \quad (8)$$

Shluk lze definovat jako skupinu objektů, jejichž vzájemná vzdálenost je menší než jejich vzdálenost k dalším objektům, které do shluku nepatří. Ve vícerozměrném prostoru vyplněném objekty takto existují místa s vyšší hustotou objektů (shluky), prázdný mezishlukový prostor a solitérní objekty („jednoobjektové“ shluky).

Analýza shluků využívá **postupy**, které je možno rozdělit na **hierarchické** a **nehierarchické** (Johnson, 1967). U první skupiny se hledají nejprve blízké dvojice (metoda nejbližšího souseda), ke kterým se přiřazují další objekty. Vznikají agregáty s určitou prostorovou hustotou, optimální počet shluků není předem znám. Nemusí ani existovat kritérium určení optimálního počtu (struktury). Ward (1963) navrhl způsob, jak kvantifikovat ztrátu informace, ke které dochází při aglomeraci objektů do shluku. Wardova metoda má tendenci vytvářet kompaktní shluky s relativně malým počtem objektů. Proto byla užita při návrhu shlukové SWOT analýzy.

Specifické postavení mezi nehierarchickými metodami shlukování (Kaufmann a Rousseeuw, 1990) má tzv. fuzzy shlukování, které vychází z teorie fuzzy množin (fuzzy v angl. neostřý). Příslušnost objektu ke všem shlukům je dána jeho členstvím, tj. pravděpodobností, s jakou vícerozměrný objekt do každého shluku přísluší. Objekty, které leží v mezishlukovém prostoru, mají tuto pravděpodobnost rovnoměrně rozdělenou mezi dva a více shluků. Bližší popis základních metod shlukování přináší Meloun et al. (2005).

2.10.1 Klasifikace a vizualizace objektů

Před vlastním shlukováním je nutno provést klasifikaci všech prvků studované množiny, tj. nejprve je nutno vytvořit systém, kterým jsou tyto prvky převedeny na vícerozměrné objekty. Klasifikovat můžeme technologie, znečišťovatele, území, municipality, původce odpadů apod. Nejprve musíme vytvořit klasifikační systém, který by měl odlišit nepodobné objekty. Shlukování je tedy metoda vhodná k hledání podobných položek v databázích nebo k optimalizaci struktury databází. Při zakládání databází můžeme vytvořit několik pilotních klasifikačních systémů, provést zatřídění objektů a pak použít analýzu shluků k výběru mezi alternativami. **Nejlepší klasifikační metoda v kombinaci s vhodnou shlukovací metodou** bude poskytovat shluky o vysoké věcné konzistenci. Pokud tomu tak není, je nutno zjistit důvod, proč je obsah shluků heterogenní.

Určitým problémem je zkoumání struktury vzniklé shlukováním velkého počtu objektů (stovky až tisíce objektů). Tabulky shluků nebo dendrogramy generované metodami hierarchického shlukování jsou nepřehledné a nedávají informaci o celkové struktuře globálního agregátu. Proto se zmíníme o možnostech aplikace různých vizualizačních technik (Young et al., 2006 a Cook a Swayne, 2007) na shlukovou SWOT analýzu.

Pokud je prostor pouze dvourozměrný a objekty jsou popsány pouze dvěma proměnnými nebo identifikátory, je možno shluky dvourozměrných objektů pozorovat vizuálně pomocí x,y diagramu. **Problém vizualizace souborů vícerozměrných dat** je zajímavým topologickým problémem, který je řešen z různých hledisek. S rozvojem výpočetních metod i kvality zobrazení na PC monitorech jsou vyvíjeny programy, které umožňují různé 2-D a kvazi 3-D zobrazení jako např. R- a GGobi. Jiné počítačové programy, jako např. ViSta⁶, umožňují kombinaci grafů a statistické exploratorní analýzy vícerozměrných dat. V rámci tohoto projektu byly zkoumány uvedené programy z hlediska jejich využití v kombinaci se shlukováním z důvodů, které budou dále vysvětleny.

V rámci projektu, jehož výstupem je tato publikace, jsme orientačně zkoumali **možnosti využití programových balíčků ViSta a GGobi**⁷ při exploratorní analýze velkých datových souborů. Vhodný graf je z hlediska pochopení vzájemných závislostí, identifikace odlehlých (atypických hodnot) velmi důležitý. ViSta kombinuje statistické metody exploratorní analýzy s konstrukcí grafů.

GGobi umožňuje barevné rozlišení (kategorizaci) datových podmnožin, vizualizaci v 1-D a 2-D formátu, rotaci a prostorové (kvazi-3D) zobrazení dle 3 parametrů (viz Obr. 2.1). Práce s programem je velmi inspirativní. Použili jsme GGobi při práci na strategii udržitelného rozvoje NP Šumava (Integra Consulting, 2010), kdy jsme tuto vizualizační techniku kombinovali se shlukováním Wardovou metodou a vizualizací pomocí dendrogramů a SOM, které detailně představíme v následujícím textu.

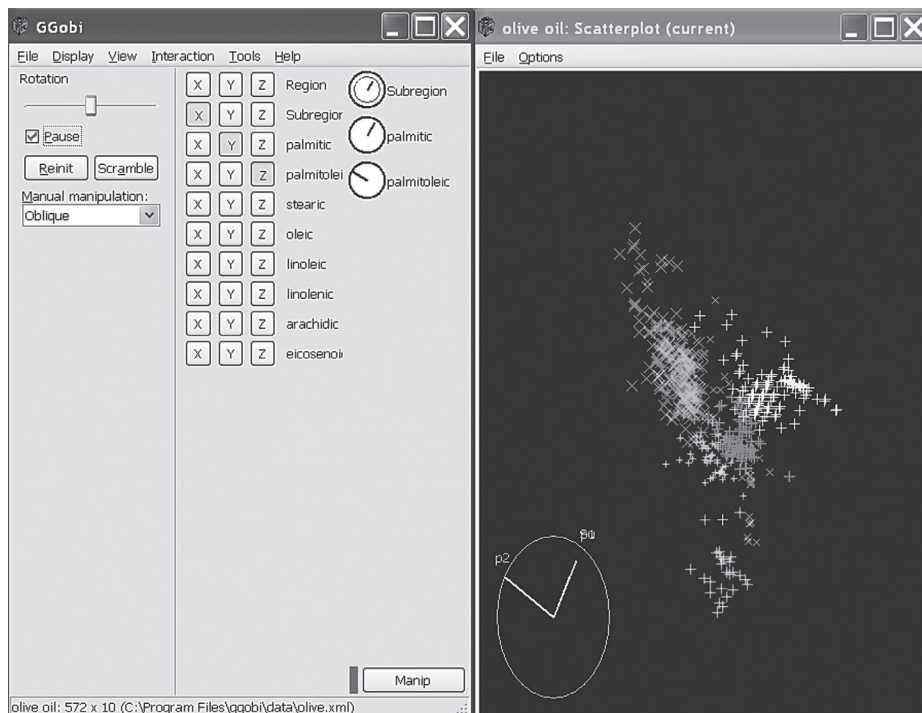
6 Visual statistics system, <http://www.uv.es/visualstats/>

7 GGobi, <http://www.ggobi.org/rggobi/>

Většina metod analýzy shluků vizualizuje výsledky pomocí stromových grafů (dendrogramů), které nejsou pro laiky příliš srozumitelné, anebo poskytují jen rozsáhlé soubory numerických dat (např. fuzzy shlukování). Stejný problém nastal při kombinaci shlukování a SWOT analýzy, která byla od roku 2006 opakovaně aplikována na vytváření rozsáhlých plánů a strategií a které se účastní týmy neodborníků v oblasti grafů a statistiky. Je hledán způsob vizualizace, který nejlépe odpovídá procesu plánování (Nondek a Smutný, 2011). Tomuto požadavku se zatím nejvíce blíží Kohonenovy mapy.

Kohonenovy samoorganizující se mapy (SOM, Self-Organizing Maps) představují neparametrickou metodu shlukování, která je řízena algoritmem alokace více-rozměrných objektů v neuronových sítích (neural networks, NN). Metoda je plně automatizovaná a umožňuje shlukovou analýzu velkých souborů objektů (stovky, tisíce). Hlavní výhodou SOM je možnost zobrazení takových objektů (vektorů ve vícerozměrném prostoru) v mapě, která je dvourozměrná. Tím je možné sledování celkové struktury nebo určitých strukturálních prvků (patterns) v celé uspořádané množině objektů. Objekty, které v Kohonenově mapě spolu sousedí (nebo patří do jednoho shluku) mají vyšší míru podobnosti než nesousední objekty.

Obr. 2.1 Příklad vizualizace desetirozměrných dat v programu GGobi. Jedná se o přírodní vzorky olejů z různých geografických oblastí (odlišeny barevně) a podoblastí, které byly analyzovány na obsah 8 rostlinných kyselin.



Zdroj dat: datový soubor CSV, GGobi

SOM je speciálním případem neuronové sítě, ve které jsou neurony uspořádány v dvourozměrné mřížce, která reprezentuje n-rozměrný prostor. V mřížce dochází k postupnému umístění objektů, které jsou charakterizovány vícerozměrnými daty (binární nebo reálná čísla). Okolní neurony tvoří tzv. topologické sousedství, které se v procesu učení přizpůsobuje objektům. Optimalizují se váhové vektory sousedních neuronů vyjadřující jejich vzájemné vzdálenosti, resp. euklidovské vzdálenosti neuronů od objektů. V prvním kroku se vytvoří pravidelná síť uzlových bodů (nodes), které jsou tvořeny neurony. Síť má šestiúhelníkovou strukturu (Kohonen, 1995). Poloha každého uzlového bodu je určena vahou, která je ve vztahu k datovému souboru vícerozměrných objektů.

Na počátku jsou váhy inicializovány maximálními hodnotami z datového souboru a neurony reprezentující objekty jsou navzájem maximálně vzdáleny. Pak proběhne cyklický optimalizační proces (proces učení), kde se vzájemně mění váhy stanovené na základě euklidovských vzdáleností mezi objekty. Cykly se opakují tak dlouho, až je model neuronové sítě adjustován na celou sadu shlukovaných objektů a hodnota chybové funkce je minimální. Neuronová síť pak v dalším kroku umožní vizualizovat výsledek pomocí Kohonenovy mapy.

Metoda shlukování implementovaná v námi testovaném softwaru Viscovery SOMine využívá Kohonenovu metodu Batch-SOM (Kohonen, 2001), kterou kombinuje s různými typy škálování a s optimalizací počtu shluků. K tomu se užívá upravená Wardova metoda hierarchického shlukování. Shlukování pomocí SOM-Ward vede ke srovnatelnému výsledku jako Wardova metoda, pouze zobrazení výsledné struktury pomocí SOM je názornější.

2.10.2 Shluková SWOT analýza

SWOT analýza, kterou navrhl pro podnikové strategické plánování Weirich (1982), je založena na **systémovém pojetí řízeného podniku**, který má důležité vlastnosti (silné a slabé stránky) a nachází se v prostředí, které pro něj představuje hrozby a příležitosti. Kombinací těchto čtyř faktorů jsou odvozovány intervence, které spočívají v posilování nebo vytváření silných stránek a eliminaci těch slabých. Jde v podstatě o evoluční adaptaci řízeného systému na předpokládané změny vnějšího prostředí. Systém by tak měl využít příležitosti k růstu a být robustní („přežít“) vzhledem k hrozbám. Původní koncept SWOT analýzy pracuje s kombinacemi několika S (silné stránky), W (slabé stránky), O (příležitosti) a T (hrozby), které jsou uspořádány v tzv. SWOT tabulce.

Protože v případě podnikového plánování je SWOT tabulka poměrně malá, je možno důležité kombinace snadno identifikovat a vyvodit z nich klíčové intervence a opatření (nástroje). V případě plánování ve veřejném sektoru jsou seznamy

SWOT položek rozsáhlé, SWOT analýza se zastaví u jejich vygenerování a dál s nimi nepracuje. Kombinace shlukování a SWOT analýzy uvnitř shluků umožní při vhodné volbě metody shlukování a klasifikace SWOT položek rozložit původní dlouhý seznam SWOT položek na logicky související menší části, provést dílčí SWOT analýzy, tj. odvodit intervence a opatření a vytvořit tak informační model připravovaného plánovacího dokumentu. Metoda byla inspirována starší prací Trochima et al. (1986, 1989 a 2007), kde byly výroky klasifikovány a vizualizovány metodou analýzy hlavních komponent (PCA, Principal Component Analysis). Porovnání obou přístupů je popsáno v připravované publikaci (Nondek a Smutný, 2011).

Prvním krokem je **odvození referenčního rámce ze strategické vize**, kterou plánující tým formuluje jako první. Ten se skládá z klíčových témat $T_1 - T_n$ a slouží k charakterizování jednotlivých SWOT položek podle síly vazby k $T_1 - T_n$. Vznikne tím bodovaný seznam SWOT položek (0–3 body), který má charakter souboru vícerozměrných dat. Každá položka je charakterizována n-ticí bodů podle vazby k $T_1 - T_n$. Tento soubor je podroben shlukování.

Různé shlukovací metody jako hierarchické shlukování (Wardova metoda, fuzzy shlukování a vytváření SOM) byly spoluřešitelem od roku 2004 opakovaně aplikovány na SWOT analýzu většího seznamu položek (výroků) majících charakter S, W, O a T (desítky až stovky výroků). Jedná se o unikátní přístup, který byl takto empiricky využit při vytváření strategických dokumentů, zejména při tvorbě „Strategického rámce udržitelného rozvoje České republiky“ (dále SUR ČR, Integra Consulting, 2008–2009). Na začátku práce na SUR ČR byly shromážděny všechny dokumenty, které meziministerská pracovní skupina (MPS) považovala za klíčové z hlediska podkladů pro tvorbu aktualizované strategie. Konzultační tým vyexcerpoval z dokumentů desítky výroků, které mají charakter S, W, O a T. V dalším kroku byla užita technika shlukování k tomu, aby se v n-rozměrném prostoru T_1 až T_n uspořádaly jednotlivé výroky (položky S, W, O a T) podle síly jejich vztahu (relevance) ke strategické vizi. V případě SUR ČR to byla vize udržitelného rozvoje České republiky charakterizovaná osmi tématy.

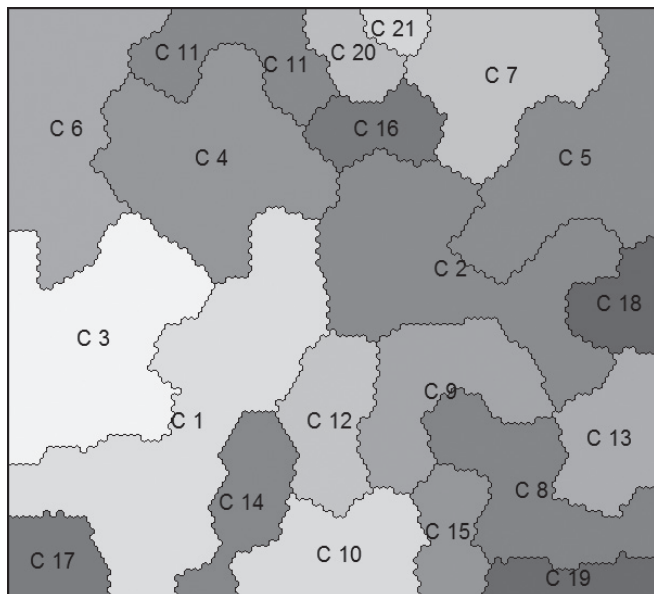
Dnes je možné říci, že tato námi užitá původní metoda (v literatuře taková aplikace shlukování nebyla popsána) umožňuje relativně jednoduše realizovat tzv. participativní plánování, kdy klíčové S, W, O a T mohou být do plánovacího procesu dodány veřejností nebo širokou řadou organizací. Takto je možné agregovat (po verifikaci pracovní skupinou) stovky S, W, O a T výroků. Pracná je pouze klasifikace výroků (vztah k T_1 až T_n). Často je nutná reformulace výroků, jejichž autoři někdy neodlišují S a O, respektive W a T. Výroky musí být založeny především na objektivních faktech (data, pozorování, statistiky, trendy, dílčí analýzy), nikoliv na subjektivních pocitech.

Neméně důležitá je vizualizace celé struktury výroků a jejich shluků (dílčích SWOT). V dalším textu proto **srovnáváme výhody SOM s technikami shlukování**, které byly při tvorbě SUR ČR původně použity (Wardova metoda a fuzzy shlukování). Zde je nutno říci, že všechny struktury získané výše uvedenými postupy jsou jen hrubé modely konečné strategie, protože úspěšnost shlukování závisí nejen na shlukovací metodě (algoritmu), ale především na třídícím systému T_1 až T_n . Pokud byla strategická vize nekonkrétní nebo pokud některá hodnocení (klasifikace) mezi sebou vzájemně korelují (viz dále), je výsledná struktura shluků slabá a často postrádá věcnou konzistenci. První část úspěchu tedy závisí na volbě referenčního systému T_1 až T_n a správné klasifikaci vícerozměrných objektů, což není součástí, ale předpokladem vlastní shlukové analýzy. Po prvním kole klasifikace lze provést shlukování a zjistit, zda shluky mají nějakou věcnou souvislost (logickou konzistenci), a klasifikaci příp. upravit. Celý postup práce je detailně popsán v připravované publikaci (Nondek a Smutný, 2011).

Pokud algoritmus vytváření shluků neposkytuje počet shluků jako optimalizovanou proměnnou (jak tomu je v případě užitého programu Viscovery SOMine), je nutné užít nějaké kritérium (Bezdek a Pal, 1998), podle kterého se vybere struktura (počet shluků) s nejlepší konzistencí (Milligan a Mahan, 1980; Chou et al. 2004; Kim a Ramakrishna, 2005). V případě NN (Viscovery SOMine) jsou shluky vyznačeny konturami, které obklopují střed shluku se zhruba konstantní euklidovskou vzdáleností. Vzhledem k tomu, že síť uzlových bodů je deformována, mají shluky v mapách nepravidelné tvary a obsahují různý počet objektů (viz Obr. 2.2). Program umožňuje při vytváření mapy užít různou velikost tenze sítě (0 až 1), podle které se může elasticky deformovat plocha vymezující shluk. Nižší hodnoty tenze sítě vedou k elastičtějším plochám, vyšší hodnoty tenze k pravidelnějším shlukům.

Z hlediska použití shlukové SWOT analýzy má program Viscovery SOMine další důležitou vlastnost. Je to možnost adjustovat váhy pro T_1 až T_n . V praxi to znamená, že tým může např. pomocí metody AHP stanovit jednotlivé vazby k T_1 až T_n vahami (mezi 0 a 1). Tím je možno zcela měnit strukturu shluků (potlačit nebo zesílit vliv jednotlivých témat) a tedy systematicky a transparentně vytvářet varianty strategického dokumentu. Tímto způsobem je možno připravit několik strategických variant, se kterými tým plánovačů může pracovat a v určitém stádiu práce se mezi nimi rozhodnout. Případně, jak tomu bylo během vytváření SUR ČR, z nich získat jedinou výslednou hybridní variantu.

Obr. 2.2 Rozdělení souboru 170 SWOT položek na 22 shluků, pro které byly zpracovány dílčí SWOT analýzy



Zdroj dat: Příprava Strategického rámce udržitelného rozvoje ČR

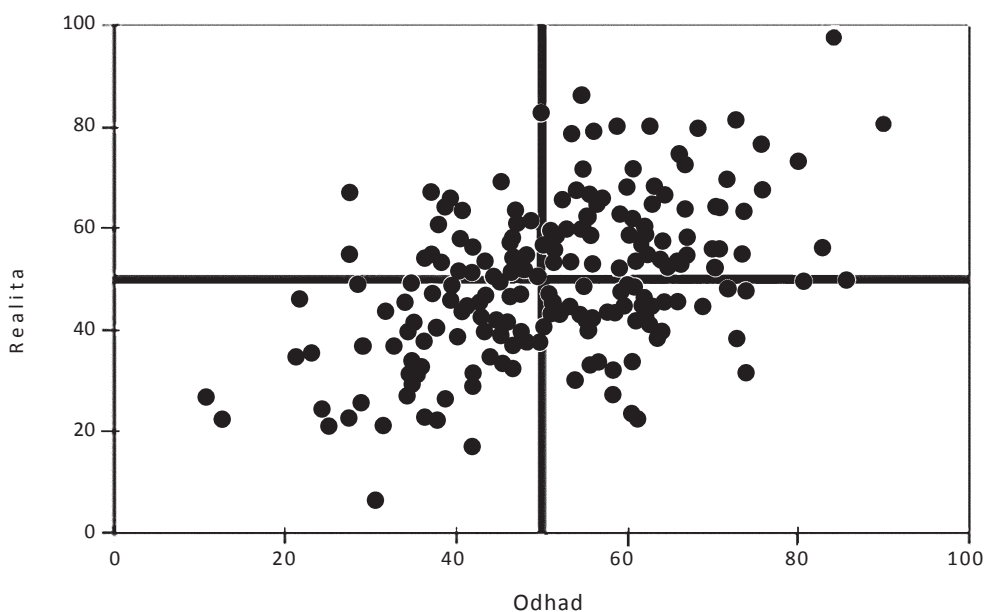
V roce 2010 byla tato metoda také aplikována při návrhu strategie Udržitelného rozvoje Národního parku Šumava, kterou firma Integra Consulting připravila pro Správu Národního parku Šumava.

2.11 Matematické modely jako podpůrný nástroj rozhodovacích procesů

Každá predikce obsahuje prvek neredukovatelné nejistoty, jak bylo zmíněno v předešlém textu. Tento poznatek je běžně přijímán v oblasti přírodních i technických věd, avšak je obvykle nepochopen, a proto ignorován laickou veřejností i těmi, kdo činí na základě modelových simulací nebo predikcí důležitá rozhodnutí. Pro některé predikce (např. předpovědi počasí) je možné následně provést porovnání úspěšnosti predikce s průběhem reálné situace. Jestliže vyneseme vhodně normalizovanou předpověď do x-y grafu spolu se skutečným průběhem (resp. charakteristikou) předpovídaného stavu pro dostatečně velký počet předpovědí, pak získáme Taylor-Russelův graf (viz Obr. 2.3).

Předpovídaný jev může např. v případě tornáda nebo povodňové vlny vyžadovat včasný zásah regulátora, který učiní preventivní rozhodnutí. Na základě statistické analýzy, resp. Taylor-Russelova grafu (Stewart, 2006) lze tedy stanovit nějakou hranici, při jejímž překročení predikovanou hodnotou je nutno nařídít např. evakuaci osob. Časový interval mezi predikcí (rozhodnutím o evakuaci) a předpokládanou dobou nežádoucí události (příchod tornáda nebo povodňové vlny) musí být dostatečný k provedení evakuace. Čím musí být rozhodování rychlejší, tím obvykle roste nejistota predikce. Také dlouhodobé předpovědi jsou vždy méně úspěšné než krátkodobé.

Obr. 2.3 Taylor-Russelův diagram (na ose x je odhad, na ose y reálný stav)



Podobně na ose y Taylor-Russelova grafu lze nastavit hranici, při níž již dochází ke škodám na majetku a k ohrožení života. Při rozhodování je **regulátor vystaven čtyřem možnostem** (Stewart, 2006):

- a) nevyhlásí evakuaci a nedojde ke škodám ani k ohrožení životů,
- b) vyhlásí evakuaci a zabrání tím ohrožení životů a omezí škody na majetku,
- c) vyhlásí evakuaci a nedojde ke škodám ani k ohrožení životů,
- d) nevyhlásí evakuaci a dojde ke škodám i k ohrožení/ztrátám životů.

Situace c) a d) jsou pro regulátora nepříjemné, ale nelze se jim vzhledem k nejistotám předpovědí zcela vyhnout. Omluvitelná je situace c), kdy se regulátor může právem odvolat na princip předběžné opatrnosti, „planý poplach“ se ale nesmí

opakovat příliš často, protože to vede ke zhoršení odezvy obyvatel na vyhlášení evakuace (ztráta důvěry v racionalitu regulátora).

Je zřejmé, že **optimalizace chování regulátora závisí na dvou faktorech:**

1. nejistotě předpovědi (rozptyl bodů kolem úhlopříčky Taylor-Russelova grafu),
2. četnosti předpovědí a možnosti je ex-post vyhodnotit.

Z psychologické teorie rozhodování vyplývá, že rozhodování za nejistoty je velmi obtížné a stresující. Stres zvyšuje nejistotu předpovědí, tj. vysoká aleatorní nejistota často vede ke zvýšení nejistoty epistemické. Snížení epistemické nejistoty je možné jen učením, kdy je možno porovnávat předpovědi se skutečností, analyzovat příčiny úspěšnosti a neúspěšnosti předpovědí apod. Podmínka takového procesu učení je proto dostatečná četnost předpovědí a tedy relativně častý výskyt předpovídaného jevu (zpětná vazba).

V literatuře jsou uváděny **příklady úspěšného a neúspěšného užití matematických modelů jako DST/DSS** (Stewart, 2006):

1. **Úspěšným příkladem** užití matematických environmentálních modelů je předpověď záplav, tornád, tropických bouří apod. Tyto události se vyskytují dostatečně často. I když jejich průběh je ovlivněn značnou aleatorní nejistotou, je možno predikční techniky (matematické modely) zdokonalovat a současně optimalizovat průběh a rozsah evakuačních opatření (adaptivní management). Podobně úspěšně rozvíjené jsou disperzní modely znečištění ovzduší a povrchových vod, hydrogeologické modely šíření polutantů z bodového zdroje v horninovém prostředí, hlukové modely, modely odpadních proudů, energetické modely, ekonometrické modely, populační modely a další speciální kategorie modelů.
2. **Neúspěšným příkladem** je předpověď zemětřesení, kdy ani zvyšující se znalosti o příčinách zemětřesení, ani přesnější seizmické monitorování nebo vývoj modelů nevedou k úspěšným předpovědím a tedy ani k včasným rozhodnutím o evakuaci. Ničivý průběh i vysoká náhodnost spolu s malou frekvencí zemětřesení si vyžaduje přijetí jiných preventivních opatření, jako jsou speciální konstrukce staveb, robustní technická infrastruktura, výcvik obyvatel při záchranných činnostech a podobně. I zde je možno optimalizovat náklady, které jsou vynakládány na snížení zranitelnosti.

Mezním příkladem úspěšnosti modelování je předpověď průběhu a dopadů změny klimatu. Protože tato oblast je předmětem zkreslující medializace i politizace, je na místě jí věnovat pár řádek. Fyzikální podstata tzv. skleníkového efektu je naprosto nezpochybnitelná. Skleníkový efekt předpověděl jako první francouzský fyzik a matematik Fourier. První odhad tepelné bilance Země na základě spektrálních měření (IR spektra plynů) provedl koncem 19. století Arrhenius. Jevem se dále

zabývali vědci v USA v 60. a 70. letech a na základě jejich prací bylo zahájeno monitorování obsahu CO₂ na stanici Mauna Loa, Hawai.

Základní Arrheniův model radiační bilance byl zdokonalen a komputelizován (Arrhenius mohl provést své výpočty pouze na papíře). Zároveň byla shromážděna data potřebná ke kalibraci modelu. Kromě modelů globálního klimatického systému (GCM, General Circulation Models) byly vytvořeny další modely srážkové a hydrologické. Na jejich základě vznikly modely odhadující např. ekonomické dopady změny klimatu.

Vzhledem ke krátkým časovým řadám (desítky let), přirozenému kolísání exogenních proměnných (aleatorická nejistota) a pomalému průběhu procesu antropogenní změny klimatu jsou výstupy z modelu GCM zatíženy poměrně značnou mírou nejistoty. Tato nejistota se kaskádově šíří do modelů srážkových a hydrologických, jejím zdrojem je primární nejistota stochastických procesů a nejistota vstupních dat modelů GCM (teplotní řady). Tato nejistota spolu s dalšími nejistotami (např. růst populace v rozvojových zemích ovlivňující odlesňování) se dále přenáší do nejistot ekonomických predikcí, které jsou samy o sobě zatíženy dalšími předpoklady a nejistotami. Všeobecně je známo, že dlouhodobé ekonomické předpovědi jsou téměř nepoužitelné.

Za této situace, kdy neexistuje zpětná vazba mezi předpovídaným jevem a jeho predikcí, a kdy jak aleatorní, tak i epistemická nejistota jsou vysoké, se názory na průběh i rozsah změny klimatu a tedy i na způsoby, jak jí čelit, značně liší. Celou situaci z politického hlediska analyzuje Rayner (2006). Kaskádové uspořádání vzájemně provázaných modelů, které nazývá integrovaným modelováním odhadu (integrated assessment modelling), vede ke kaskádovému šíření (amplifikace) nepřesností a nejistot.

Tyto nejistoty prostupují celou kaskádou modelů a veřejnou diskusi o optimálních opatřeních (preventivní a adaptační) tak činí neobyčejně obtížnou. Proto vzhledem k nejistotám a složitosti technologických a společenských procesů Rayner (2006) vyslovuje skeptický názor k možnostem užití GCM jako nástroje pro rozhodovací sféru. Proto O'Riordan a Rayner (1991) již dříve navrhli, aby management rizik spojených se změnou klimatu byl založen více na společenském konsenzu než na inherentně nejistém predikčním modelování.

2.11.1 Využití matematických modelů ve veřejné správě

Modely slouží ve veřejné správě k:

- posuzování trendů, predikcím budoucího vývoje a testování scénářů,
- hodnocení politik a nástrojů, a to implementovaných anebo zamýšlených,
- rozhodování o projektech (provozní povolení, dotace apod.).

Pro použití matematického modelování jako nástroje podpory rozhodování při ochraně životního prostředí v České republice je možné definovat **následující zásady**:

1. Užívání matematických modelů jako DST/DSS vyžaduje nejen náklady na jejich pořízení a provoz, ale i dostatečně přesná vstupní data a lidské zdroje. Některé modelové experimenty mohou být prováděny lépe ve spolupráci se zahraničními pracovišti, aby bylo možno snížit pravděpodobnost konceptuálních i výpočetních chyb (epistemická nejistota).
2. Výsledky predikčního modelování by měly být konfrontovány s realitou. Pouze na základě zpětné vazby je možno úspěšnost predikce statisticky hodnotit. Jen takové hodnocení je konečnou výpovědí o aplikovatelnosti modelu.
3. Uživatelé modelových předpovědí musí rozumět konceptu nejistoty, která doprovází modelování. Je určitá hranice aleatorické i epistemické nejistoty, za kterou je užití matematických modelů bezcenné nebo přímo zavadějící.

O praktickém užívání environmentálních modelů jako DST/DSS existuje literatura, kterou je možno získat např. na webovém serveru US EPA. Některé modely jsou volně přístupné (vznikly za veřejné prostředky), existují k nim podkladové dokumenty a manuály. Rozsáhlou kolekci modelů užívaných regulátorem na federální až lokální úrovni (města) uvádí ve své publikaci CREM (2007).

2.11.2 Dobrá praxe užívání matematických modelů

Výsledky modelování jsou státní správě předkládány jako součást projektové dokumentace (IPPC nebo EIA), aniž by někdo zkoumal kompetenci autorů modelových výpočtů, vhodnost modelu, kvalitu dat apod.

Bez ohledu na naši národní stávající praxi je z literatury zřejmé, že se v řadě zemí a institucí ustavila „správná praxe modelování“ (Jakeman et al., 2008; CREM, 2007). Důvody jsou evidentní – vyloučit přijímání nesprávných rozhodnutí na základě:

- užití chybných (neadekvátních) modelů,
- špatných dat,
- laického užívání modelů např. mimo oblast jejich aplikovatelnosti,
- chybné interpretace výsledků modelování.

Model užívaný ve veřejné správě **musí být podle zásad správné praxe**:

- adekvátní, tj. odpovídat řešenému problému (viz definice modelu),
- transparentní pro uživatele a jeho užití musí být s danou sadou dat reprodukovatelné (nezávislé na kompetentním uživateli),

- validován nezávislými odborníky (odborná oponentura, testování na různých problémech, porovnání s jinými modely),
- přístupný odborníkům včetně reprezentativního vzorku dat, manuálu, případových studií apod.

V některých zemích OECD s vyspělou a efektivní veřejnou správou jsou nutné **3 separátní stupně posouzení:**

1. Odborné posouzení (expertní oponentura).
2. Vnější (meziresortní) řízení mezi relevantními orgány státní správy, posouzení nástroje z hlediska primárních uživatelů.
3. Veřejné připomínkové řízení (regulované subjekty, odborná veřejnost, NGOs atd.), protože výstupy z modelování patří k veřejně sdíleným informacím. Přístup veřejnosti k informacím o životním prostředí se dozajista netýká jen dat, ale především interpretací.

Pokud model neprojde rozsáhlým testováním a třemi stupni oponentního projednávání, existuje riziko, že rozhodnutí, která se o něj opírají, budou zpochybněna (soud, media apod.). To může vést k prohraným soudním žalobám ze strany regulovaných podniků nebo ztrátě důvěryhodnosti veřejných institucí.

Veřejná přístupnost modelu naplňuje požadavky otevřenosti a transparence (veřejné kontroly) rozhodovacích procesů. Celá řada environmentálních modelů je k volnému stažení z webu⁸, existují k nim rozsáhlé manuály apod. To striktně platí pro modely vyvinuté z veřejných prostředků, protože modely rychle zastarávají, a to zejména pokud nejsou systematicky užívány a dále zdokonalovány. V takovém případě jsou veřejné prostředky, vynaložené na vývoj nebo nákup, užity neefektivně. Mnoho modelů je vyvíjeno interaktivně jako otevřený kód, kolem jejich vývoje vznikají virtuální komunity. Jiné modely jsou výsledkem práce soukromých organizací jako komerční produkty nebo služby (serverové aplikace).

Komerčními modely rozumíme výpočetní modely a software, které nejsou volně (bezplatně) dostupné. Do této kategorie se nepočítá např. MS Excel a podobný běžně užívaný software. Pokud veřejná správa užívá komerční model nebo jeho část, měla by nějakým způsobem jeho užívání zpřístupnit nekomerčním uživatelům (princip transparentnosti a veřejné participace na rozhodování a sdílení informací). To platí i pro velké modely, které nemohou být provozovány na běžných osobních počítačích. Takový model může být instalován jako serverová aplikace, registrovaný uživatel může vkládat svá vlastní data, má k dispozici elektronický manuál, příp. se může e-mailem obrátit na správce modelu.

8 Registr environmentálních modelů, <http://ecobas.org/>

V žádném případě by při rozhodování neměl být užíván model nebo jiný výpočetní nástroj, který má pro uživatele charakter „černé skříňky“, tj. model, jehož algoritmy a matematické procedury nejsou uživateli známy ani přístupny. Jsou to modely neověřené odborně českou stranou, nevalidované pro české podmínky (např. velikosti sídel, složení energetického mixu, koncentrační rozsahy, anglosaské jednotky apod.), bez možnosti přístupu ke klíčovým částem počítačového kódu (nebo alespoň matematickému popisu výpočetních procedur), bez české dokumentace a manuálů.

Veřejná správa nebo její instituce nesou plnou odpovědnost za užívání modelů vlastních i komerčních. Smlouva s poskytovatelem komerčního modelu musí při jeho aplikaci zajišťovat transparentci a tedy i definovaný přístup nekomerčních uživatelů k modelu. Nekomerční používání, např. propočet vlastních scénářů, musí být možné (např. při uhrazení provozních nákladů). Omezeno je komerční využití, což může platit i v případě vlastních modelů, které byly pořízeny vývojem za veřejné prostředky (viz níže).

Řada matematických modelů a výpočetních nástrojů, které jsou v užívání soukromých uživatelů (komerční nebo volně šířený software), může být užitá v rozhodovacích procesech jako je např. EIA, IPPC nebo vodoprávní řízení. Rozptylové studie, hlukové studie, vizualizace krajinného rázu apod. jsou běžnou částí EIA dokumentace nebo provozních žádostí. Není jistota, zda např. zpracovatel EIA studie (nebo jeho subdodavatel) užívá model řádně, zda výsledky modelování nejsou záměrně upraveny tak, aby vyhovely investorovi, který také platí pořízení EIA dokumentace.

Měla by být zavedena dobrá praxe užívání modelů, tj. vybrané modely by měly být testovány a validovány např. v CENIA (koordináční a referenční pracoviště). Ta by je také vlastnila a mohla je zprostředkovat nekomerčním uživatelům, např. pro nezávislé ověření EIA dokumentace. CENIA by měla komerčním uživatelům vydávat personální certifikáty, které by zaručovaly, že příslušný uživatel je kompetentní a model užívá správně. To může zajistit potřebnou transparentci, opakovatelnost výsledků i veřejnou kontrolu.

Předkládání výsledků modelování do rozhodovacích procesů na centrální úrovni

Pokud si orgán veřejné správy zadá externí provedení modelových (výpočetních) experimentů, pak k nim musí existovat samostatná zpráva, která by měla projít odbornou oponenturou. Ve zprávě musí být identifikován zpracovatel a dostatečně popsán užitý model, dále jednoznačně definováno zadání (co bylo cílem modelování), jaké byly omezující (okrajové) podmínky, popis scénářů, použitá data a parametrizace modelu (vstupy), výsledky modelování (výstupy) a jejich interpretace.

Ve výsledkové části musí být uvedena dostatečně podrobná interpretace výsledků modelování odpovídající původnímu zadání a závěry, příp. doporučení zpracovatele. Zpráva by měla mít netechnický souhrn. Kopie modelové studie a oponentního posudku (u rozsáhlejší studie nejméně dvou posudků) by měla být veřejně dostupná v databázi CENIA nebo v knihovně Ministerstva životního prostředí (MŽP).

Pro případné zájemce z řad odborné veřejnosti musí být umožněno reprodukovat modelové experimenty, tj. komerční model by měl být po omezenou dobu k dispozici např. na CENIA.

Odborná expertíza

MŽP (resp. CENIA) musí mít k dispozici externí odbornou expertízu k dohledu nad správnou praxí užívání modelů v rozhodovacích procesech. Bylo by vhodné, kdyby existovala odborná komise složená z nezávislých expertů. Úkolem této komise by mělo být:

- periodicky posuzovat, zda modely využívané v resortu (nebo pro potřeby resortu) jsou adekvátní a odpovídají současnému stavu vědeckého poznání,
- opakovat modelovací studie nebo doporučit MŽP vhodného externího oponenta,
- rozhodovat odborně v případě vývoje modelů (zejména v počáteční fázi).

Vývoj vlastního modelu

Může jít o vývoj zcela nového modelu anebo podstatnou modifikaci modelu existujícího. V literatuře je doporučen postup (CREM, 2007) pro případ vývoje modelu, který je financován z veřejných prostředků. Tento postup má několik fází.

Začíná formulací zadání a výběrem realizátora. Nejdříve je navržen a oponenturou projde konceptuální model. Jedná se o popis zamýšleného modelu a návrh řešení (základní algoritmy), který může být doplněn demonstračními výpočty, které se vztahují ke klíčovým částem modelu.

V další fázi vývoje je již připraven výpočetní model, který by měl být (jako beta-verze) plně funkční, i když nemusí obsahovat různé pomocné moduly sloužící k vizualizaci výstupů nebo přípravě dat (pre-processing a post-processing).

První „ostrá“ verze modelu musí projít testováním nejen ze strany realizátora, ale i testováním nezávislým odborníkem a/nebo vlastními odbornými silami (CENIA, VÚV T. G. M., ČHMÚ apod.). Výsledky testování (včetně testovacích datových souborů) musí být součástí závěrečné zprávy.

V další fázi by měl(i) model převzít budoucí uživatel(é) ve veřejné správě (CENIA, ČHMÚ apod.).

Model by měl být přístupný veřejnému testování. Obdobně postupují i komerční softwarové firmy, které dopracovávají své produkty podle reakce uživatelů.

Konečně projde model vnitřní a vnější (veřejnou) oponenturou a je ho možno užívat a definovaně sdílet s nekomerčními uživateli. K modelu musí existovat manuál a úplná dokumentace, která je spolu s ním předmětem oponentury.

Ve fázi užívání modelu jsou připravovány periodické zprávy (roční nebo víceleté), které jsou předkládány navrhované poradní komisi. Zprávy obsahují nejen příslušné aplikace, ale i případné problémy a/nebo návrhy změn modelu.

Modely by měly odpovídat aktuálnímu vědeckému a technickému pokroku, a proto jsou v několikaletých intervalech kriticky posuzovány, revidovány nebo příp. nahrazeny.

Užívání modelů ve veřejné správě

Měl by být připraven a zveřejněn katalog modelů, které jsou užívány uvnitř resortu, vnějšími experty a akademickými pracovišti (např. v rámci EIA studií, žádostí o povolení apod.).

MŽP by mělo ustavit externí poradní komisi pro užívání matematických modelů k podpoře environmentálního rozhodování. Úkoly komise jsou navrženy v předchozím textu.

Proces validace modelů v národních podmínkách by měl být zaveden jako standard dobré praxe užívání modelů pro potřeby veřejné správy. Každý rutinně užívaný model by měl mít svého odborného garanta (konkrétní osoba, referenční pracoviště), který je plně kompetentní k jeho užívání (odborné vzdělání a kurzy u poskytovatele apod.).

Další externí uživatelé modelů, kteří užívají výstupy modelování při rozhodování veřejné správy, by měli mít personální certifikát na základě praktické zkoušky vykonané na CENIA. Ta zveřejní seznam validovaných modelů i držitele personálních certifikátů na své webové stránce a bude informovat další instituce veřejné správy, např. krajské úřady. Vzhledem k tomu, že osoby oprávněné ke zpracování EIA dokumentace často modelové studie nakupují, uvedené certifikované osoby by měly být nezávislé na autorizaci EIA.

Také vývoj vlastních modelů musí probíhat podle výše navržených postupů. Může se přitom jednat i o modely relativně jednoduché (např. realizace složitějších výpočtů pomocí tabulkového procesoru MS Excel).

2.12 Rozhodovací nástroje

Rozhodování je definováno (Harris, 1998) jako „identifikace a výběr alternativ založených na hodnotách a preferencích rozhodovatele“. Činit rozhodnutí předpokládá, že existují srovnatelné alternativy a že rozhodovatel (decision maker) při výběru uplatňuje předem stanovená kritéria, aby vybral tu nejuvhodnější. K rozhodovacím metodám patří široké spektrum metod a modelů, z nichž jsou některé opakovaně užívány také v oblasti ochrany životního prostředí (viz Seip a Wenstøp, 2006).

Některé metody jsou objektivní, jako např. analýza přínosů a nákladů (CBA, Cost-Benefit Analysis) nebo analýza obalu dat (DEA, Data Envelopment Analysis), a nejsou založeny na obecném rozhodovacím procesu, který musí být nejprve definován (kritéria, metody). Analýza nákladů a přínosů (CBA) a analýza obalu dat (DEA) mají rozhodovací kritérium již zabudované ve své definici.

Analýza nákladů a přínosů (CBA) je široce užívaná metoda v environmentální oblasti, která slouží k výběru alternativ na monetární bázi. Základními principy CBA jsou:

- odhad nákladů a přínosů s ohledem na celospolečenské hledisko, ne jen z hlediska určité zájmové skupiny,
- porovnání alternativ se scénářem bez opatření,
- využití odhadních technik (např. stínové ceny) tam, kde nejsou známy náklady/přínosy v monetárních jednotkách.

K CBA existuje rozsáhlá literatura (např. Munda, 1996; US EPA, 2000; Boardmann a spol., 2005). V České republice je analýza nákladů a přínosů v posledních letech užívána jako standardní rozhodovací technika při výběru alternativ. Proto se následující text CBA nevěnuje. Analýza obalu dat (DEA) je jako potenciálně zajímavá metoda ilustrována v Kap. 2.13.

Velká skupina metod je vyvinuta pro tzv. vícekriteriální rozhodování, kdy každá alternativa je charakterizována výčtem charakteristik (atributů), které rozhodovatel užije jako kritéria výběru. Tento typ rozhodování patří do kategorie úloh vícekriteriálního hodnocení variant (Jablonský, 2007). Jiné úlohy, kde hodnoty atributů nejsou explicitně určeny a kde řešení hledáme pomocí LP v soustavě omezujících podmínek, jsou označeny jako vícekriteriální lineární programování. V obou případech byly vyvinuty výpočetní (softwarové) nástroje, které jsou základem systémů podporujících rozhodování (DSS, decision support systems). Ginzberg a Stohr (1982) jako DSS označili výpočetní systémy, které jsou užívány v situacích složitého rozhodování, které vyžaduje účast experta (rozhodovatele). Takový DSS se skládá z databáze variant, uživatelského rozhraní, které např. umožňuje práci skupiny nezávislých rozhodovatelů, a jednoho nebo několika výpočetních nástrojů (modely decisního procesu).

V oblasti ochrany životního prostředí a managementu přírodních zdrojů musí být činěna relativně složitá rozhodnutí. Proto se i zde rostoucí měrou uplatňují matematické rozhodovací techniky a z nich odvozené nástroje na podporu rozhodování (DST, Desision Support Tools). V přehledném referátu Linkova et al. (2006) je uvedeno v období 1995–2005 přes čtyřicet aplikací metody MAUT (50 % případů), AHP (30 % případů) a metody třídy ELECTRE a PROMETHEE (celkem 20 % případů) v oblastech dekontaminace brownfieldů, vodního hospodářství, ochrany ekosystémů, těžby a využívání přírodních zdrojů.

Podle Backera et al. (2001) rozhodovací proces začíná výběrem rozhodovatelů, kteří jsou kompetentní k rozhodování. V dalších krocích se definuje (cíl) a **proces se rozkládá do posloupnosti několika kroků:**

1. **Definice problému.** Pokud možno vymežit jednou větou (tzv. výrok o problému).
2. **Stanovení okrajových podmínek a dalších omezujících požadavků,** které řešení problému vyžaduje.
3. **Definice cíle,** ke kterému musí vést řešení. Cíl rozhodovacího procesu musí být jednoznačně a stručně popsán. Dílčí cíle mohou být vzájemně konfliktní.
4. **Identifikace alternativ.** Alternativy jsou různé přístupy k řešení problému, které splňují omezující požadavky a vedou k cíli (dílčím cílům). V některých případech mohou být okrajové podmínky a cíl definovány matematicky a lze použít metody matematické optimalizace. Alternativy v některých případech tvoří nekonečnou množinu hodnot tzv. účelové funkce, která je spojitá a jejíž minimum/maximum hledáme. V jiných případech lze definovat jen konečnou množinu alternativ.
5. **Definice rozhodovacích kritérií,** která umožní nalezení nejlepší alternativy z množiny dostupných řešení. Kritéria by měla být relevantní vzhledem ke všem cílům (globálnímu i dílčím), neměla by být redundantní nebo nepodstatná (princip parsimonie), měla by umožnit jednoznačné porovnání alternativ.
6. **Výběr rozhodovacího nástroje (metody).** Nejedná se o jednoduchý úkol, protože existuje celá řada metod a výpočetních nástrojů (DST). Tyto metody se navíc liší nejen svou složitostí a transparentností, ale i vhodností vzhledem ke konkrétní rozhodovací úloze.
7. **Vyhodnocení alternativ vzhledem ke kritériím pomocí rozhodovacího nástroje vybraného v předešlém kroku.** Nástroj by měl dát jednoznačné kvantitativní (bodové) hodnocení.
8. **Validace vybraného řešení vzhledem k definici problému** (krok 1). S přihlédnutím k délce a složitosti rozhodovacího procesu musí být výsledek validní vzhledem k výchozí definici problému. Zde je nutno zdůraznit, že nejednoznačná definice problému neumožňuje validaci řešení a celý rozhodovací proces je jen ztrátou času.

Ve většině případů se rozhodovatel řídí větším počtem kritérií, a proto se jedná o úlohy vícekritériálního rozhodování. Podle Jablonského (2007) se úlohy vícekritériálního rozhodování dělí na úlohy vícekritériálního posuzování variant a úlohy vícekritériálního programování. V obou případech existuje celá řada metod a nástrojů. Nejsnáze pochopitelné pro laiky jsou metody vícekritériálního posuzování variant, které nevyžadují zvláštní znalosti na straně rozhodovatelů. Jiné nástroje mohou být užívány jen za asistence kompetentního experta a/nebo vyžadují řádné školení uživatelů.

2.12.1 Metody vícekritériálního rozhodování

Mezi nejrozšířenější metody vícekritériálního rozhodování (MCDM, multiple criteria decision making) patří tzv. **empirické metody** (elementary methods, Baker et al., 2002). Používají se často ke screeningu, tedy k vytřídění většího množství variant (Linkov et al., 2004; Jablonský, 2007), kdy lze varianty posuzovat podle:

1. **Kladů a záporů.** Sestaví se seznamy kladných a záporných vlastností každé varianty a ty se vzájemně porovnávají. Je možno bodovat závažnost jednotlivých kladů a záporů a pak eliminovat varianty s nejnižším poměrem kladů k záporům.
2. **Kombinace nejhorších a nejlepších vlastností (metody maximin a minimax).** Například varianta, která maximalizuje nejdůležitější kritérium, přestože postrádá pozitivní hodnocení méně významných vlastností, je vybrána jako lepší. U minimax hodnocení jsou pouze vyloučeny nejhorší varianty a ty zbylé jsou posuzovány složitějším způsobem.
3. **Rozdílů.** Vybírají se varianty, které nevykazují velké rozdíly mezi nejvíce pozitivními a nejvíce negativními vlastnostmi, tj. jsou nejvíce vyvážené a lze předpokládat, že v praxi budou hladce realizovatelné.
4. **Lexikografického hodnocení.** Kritéria se seřadí podle důležitosti. Varianty se vybírají postupně v pořadí dle důležitosti kritérií, vylučují se nejhorší varianty a redukuje se tak jejich počet.

Jednoduché vyřazovací metody jsou vhodné pro odfiltrování většiny alternativ z velkého souboru, jinde je cílem získat celé pořadí variant (např. při hodnocení institucí, výrobků apod., viz Jablonský (2007), a je proto nutné aplikovat jednotnou metodu na celý soubor variant (hodnocených objektů).

Počet kritérií odlišuje jednoduchou rozhodovací úlohu, kdy existuje jediné kritérium, které může být kvantifikováno (emise polutantu, spotřeba energie, materiálová náročnost, celkové náklady apod.). V takovém případě lze užít metody lineárního, nelineárního nebo celočíselného programování. Pokud bylo stanoveno

několik nekorelujících kritérií, která není možno jednoduše převést na jediné (agregované) kritérium, pak se jedná o vícekritériální rozhodování.

V případě vícekritériálního hodnocení variant existuje několik základních kategorií metod. Nejprve je třeba sestavit kritériální matici (rozhodovací tabulku), kde jsou v sloupcích alternativy a v řádcích kritéria.

2.12.2 Vícekritériální hodnocení variant

Tyto metody vícekritériálního rozhodování vyžadují různé způsoby konstrukce rozhodovací tabulky. Obsah tabulky je vážen a podroben konverzi na numerické (bodové) hodnocení. U některých metod je tabulka zpracována např. pořadovou statistikou (konkordance a diskordance).

Metoda AHP

Mezi vícekritériální hodnocení patří **historicky nejstarší metoda AHP** (analytical hierarchy process; Saaty 1980), která je také pravděpodobně nejužívanější rozhodovací metodou (Forman a Gass, 1998; Ishizaka, 2003; Coyle, 2004; Jablonský, 2007). Je založena na vytvoření hierarchické stromové struktury „cíl-kritéria-varianty“, v níž se váhy kritérií a hodnocení variant stanoví pomocí párového porovnávání. Výsledek série párových porovnávání se převádí z verbálního hodnocení na bodovací škálu (1–9) a zapisuje se do čtvercové hodnotící tabulky. Nejprve se sestaví rozhodovací strom, tj. vyberou se klíčová kritéria a přiřadí se jim váhy párovým porovnáváním. Pak se varianty opět párově hodnotí vzhledem ke každému kritériu. Čtvercová tabulka (Saatyho matice) se numericky řeší tak, že výsledkem jsou váhy, jejichž součet je roven jedné. V druhém kroku se postup opakuje s variantami. K hodnocení k variant podle l kritérií je nutno provést párové srovnávání v $k \times l$ tabulkách.

Hodnotíme-li např. podle kritéria „znečištění“, pak vzájemně „znečištění“ A a B se hodnotí výrokem „znečištění A je nesrovnatelně vyšší než znečištění B“, který je zapsán do příslušné řádky a sloupce hodnotou 9. Opačný vztah je vyjádřen zlomkem, takže výrok „znečištění A je poněkud nižší než znečištění C“ je zapsán do řádku A a sloupce C jako $1/3$. Ekvivalence („stejně znečištění“) je zapsána jako 1 (AHP tabulka neobsahuje nulové buňky). Proto úhlopříčka tabulky obsahuje hodnoty 1 (triviální výroky „X je stejně znečištěné jako X“) a spodní část tabulky se nevyplňuje (hodnocení B–A je reciprokou hodnotou A–B atd.).

Správné vyplnění Saatyho tabulky vyžaduje, aby:

- a) hodnocené vlastnosti variant byly jednoznačně definovány a
- b) hodnotící měl dostatek informací o variantách z hlediska porovnávaných vlastností.

Metoda AHP umožňuje využívat techniku Delphi (řízená diskuze, sumarizace individuálních vstupů, ex-post korekce), kdy autoři odlišných názorů mohou tyto diskutovat v expertní skupině (po vyhodnocení tabulek) a v opakovaném hodnocení mohou svůj názor příp. korigovat. AHP metoda tak umožňuje zvyšování míry konsenzu. Z jednotlivých dílčích hodnocení lze metodou AHP konstruovat rozhodovací schémata pro vícekriteriální výběr. Párové porovnávání je vedle hierarchické konstrukce rozhodovacího modelu základním prvkem metody AHP. Výhodou AHP je numerický výpočet normalizovaného indexu konzistence hodnocení (CI/RI).

Zvládnutí párového hodnocení vyžaduje soustředění, paměť a dobrou znalost variant. Důležitá je i jasná definice porovnávané vlastnosti (atributu) a znalost variant, takže při párovém hodnocení hmotnosti mravence, myši, kočky a slona vyjdou většině hodnotitelů stejné váhy a $CI/RI < 0,1$. Naopak při porovnávání působení zákona o ochraně ovzduší, zákona o vodách, odpadového zákona, zákona o integrované prevenci a snižování znečištění na ochranu biodiverzity bude rozptýl hodnocení u stejné skupiny hodnotitelů zcela jistě větší, stejně tak jako index konzistence individuálních hodnocení (CI/RI).

Saatyho metoda předpokládá úplnou dekonstrukci rozhodovací úlohy na vzájemně nezávislé části. Podmínka nezávislosti nemusí být vždy splněna (viz např. UK DTLR, 2001). Tento nedostatek odstraňuje metoda ANP (Analytic Network Process), která byla vyvinuta jako zdokonalení AHP (Saaty, 1999, 2009). Příklad aplikace ANP při výběru ze 4 variant železniční tratě uvádí Longo et al. (2009). K volnému použití je beta verze programu SuperDecision⁹, jehož užití je názorně ilustrováno v mnoha sděleních uváděných ve sbornících konference ISHAP¹⁰. Saatyho metoda vykazuje některé další nedostatky (diskuze viz UK DTLR, 2001), je však relativně transparentní a pochopitelná pro laiky.

AHP bylo použito např. při výběru variant SUR ČR (Integra Consulting, 2009) nebo při výběru variant řešení dopravního obchvatu (Integra Consulting, 2009). Během tohoto projektu byla v prostředí MS Excel vytvořena výpočetní pomůcka. Kalkulátor AHP byl připraven v rámci projektu, jehož výstupem je i tato publikace (autoři: L. Nondek (design v MS Excel) a M. Franců (VBA realizace); testování kalkulatoru provedla Integra Consulting s.r.o.).

9 Viz <http://www.superdecision.com>

10 Viz <http://www.ishap.org>

Metody ELECTRE a PROMETHEE

Metody tříd ELECTRE a PROMETHEE jsou řazeny mezi metody založené na preferenčních relacích (outranking methods) a jsou podobně jako ostatní metody založeny na vytvoření a matematickém zpracování rozhodovací matice (Vincke, 1992). Metody měří diskordanci a konkordanci mezi párově srovnávanými variantami (vysvětlení obou pojmů viz např. Kendallův korelační koeficient). Postupně byly vyvinuty metody ELECTRE I, ELECTRE II a ELECTRE III, která vedle bodování alternativ dává také informaci o významnosti rozdílů (tzv. důvěryhodnost hodnocení). Z rozhodovací matice vychází také metoda PROMETHEE (Brans a Vincke, 1985). V této metodě je definována preferenční funkce, která se pro porovnávané varianty pohybuje v intervalu (0,1), tj. žádné preference až striktní preference (mezi hodnoty „slabá“ a „silná“ preference). Také metoda PROMETHEE má několik vývojových variant. Poslední z nich je verze PROMETHEE V, která umožňuje rozhodování za omezujících podmínek (constraints, okrajové podmínky). Metoda je založena na celočíselném programování (IP). Metody tříd ELECTRE a PROMETHEE spolu s dalšími metodami vícekriteriálního hodnocení variant (TOPSIS, AHP a metoda váženého průměru) diskutuje na praktickém příkladu Jablonský (2007).

Metoda GAIA

Metoda GAIA (Brans a Marechal, 1994) vychází z vizualizace variant ve vícerozměrném prostoru, kde dimenzionalita je dána počtem kritérií. Hodí se pro velké množství variant, které se porovnávají analýzou shluků. Vizualizace rozhodovací matice je možná pomocí vícerozměrného škálování (MDS, multidimensional scaling). Shluková analýza i MDS jsou vysvětleny v Kap. 2.10, která se zabývá vytvářením informačního modelu strategického plánu.

2.12.3 Teorie vícekriteriálního užítku

Další třída rozhodovacích metod vychází z teorie vícekriteriálního užítku (MAUT, Multi-Attribute Utility Theory; Keney a Raiffa, 1976). Jak uvádí Dyer et al. (1992), základní dělicí hranicí mezi MAUT a metodami vícekriteriálního rozhodování (MCDM) je **rozdíl v definování kritériální hodnotové funkce** (value function). Zatímco u MAUT je tato funkce vyjádřena explicitně, u MCDM není a priori známá, ač se předpokládá, že existuje. Metody třídy MAUT vychází z teorie her (von Neumann a Morgenstern, 1947), která předpokládá racionální chování rozhodujícího. Ten si vybírá variantu představující maximální subjektivní užitek, který očekává v budoucnosti. Tento užitek se skládá z aditivních příspěvků, jejichž uskutečnění je očekáváno s určitou pravděpodobností. Keeney a Raiffa (1976) převedli tento teoretický model do praktické podoby. Rozhodovací matice se agreguje

do kriteriální funkce, jejíž maximum je nalezeno matematicky metodou lineárního programování. K diskriminaci variant se užívá hodnocení dominance, tj. nejlepší je varianta nedominovaná ostatními variantami vzhledem k celé sadě kritérií.

Nejjednodušší variantou MAUT je metoda SMART, která hodnotu uživatelské funkce počítá jako součet vážených hodnot vlastností z rozhodovací matice (dle vah kritérií). Jejím zdokonalením je metoda SMART-SWING. Bližší popis SMART lze nalézt v článku Barona a Barretta (1996) a dále v manuálu UK DTLR (2001).

2.12.4 Dostupné nástroje

S růstem výpočetní kapacity osobních počítačů jsou od 80. let vyvíjeny různé **softwarové nástroje pro MCDM/MAUT**. V současnosti lze nalézt 20–30 rozhodovacích nástrojů dovedených do podoby počítačového programu a popsanych v odborných publikacích. Z toho alespoň polovina byla komercializována a na internetu, kde jsou tyto softwarové produkty komerčně nabízeny, jsou pochopitelně charakterizovány v superlativech. Uživatelům je tak nabízena řada různě sofistikovaných, ale i jednodušších a více transparentních nástrojů pro vícekritériální rozhodování (viz Tab. 2.1).

Nejvíce nástrojů vychází z AHP a liší se interaktivním grafickým rozhraním, vizualizací výsledků nebo možností provádět analýzu citlivosti. Jsou k dispozici buď jako aplikace pro stolní počítače nebo serverové aplikace pro pracovní skupiny anebo klienty firmy, která provozuje server. Podstatou AHP je párové hodnocení a výpočet Saatyho matice, který je možno také jednoduše provést v MS Excel. Rozhodovací stromy lze kreslit třeba na flipchart. Takže většina nástrojů vycházejících s AHP nabízí především uživatelský komfort a jako přidanou hodnotu také citlivostní analýzu.

Další skupina technik je založena na **metodách tříd ELECTRE a PROMETHEE**, které vyvíjí francouzský institut LAMSADE¹¹. Tvůrci vychází z konkordance a diskordance (viz Kendallův korelační koeficient). Rozhodovatel má možnost ovlivňovat výpočetní postup, takže metody jsou interaktivní a tedy více subjektivní než MAUT. Je zajímavé, že AHP a MAUT jsou více užívány v anglosaském světě (UK a USA), zatímco frankofonní země (Francie, Kanada a Belgie) a země s kulturními vazbami na Francii (Portugalsko, Španělsko, Polsko) dávají přednost metodám konkordančním (diskuze důvodů, viz UK DTLR, 2001). Nebyla nalezena dostatečně nestranná srovnávací studie, pomineme-li marketingové články evropských autorů, kteří propagují konkordanční metody (viz bulletiny European Working Group „Multiple Criteria Decision Aiding“). Vedle toho stojí skupina nizozemských územních

11 Viz <http://www.lamsade.dauphine.fr>

plánovačů, kteří vyvíjejí své vlastní nástroje jako např. DEFINITE (R. Jansen, Free University of Amsterdam). Jiné nástroje jsou stavěny na pouze verbálním hodnocení jako například M-MACBETH.

Tab. 2.1 Srovnání dostupných nástrojů pro vícekriteriální rozhodování (Maxwell, 2008)

Software	Párové srovnání	Časové řady	Citlivostní analýzy	Skupinové vyhodnocení	Risk management	Webová aplikace	Možnost testování
1000Minds	Ano	Ne	Ano	Ano	Ne	Ano	21 dní zkušební verze
Analytica	Ne	Ano	Ano	Ne	Ano	Ano	30 dní zkušební verze
Criterion DecisionPlus	Ne	Ne	Ano	Ne	Ne	Ne	
D-Sight	Ano	Ne	Ano	Ano	Ano	Ne	30 dní zkušební verze
Decision Lab	Ano	Ne	Ano	Ne	Ano	Ne	
Decision Manager	Ne	Ne	Ano	Ne	Ano	Ne	
DPL Syncopation	Ne	Ne	Ano	Ne	Ano	Ne	
ERGO	Ano	Ne	Ano	Ne	Ne	Ano	60 dní zkušební verze
Expert Choice	Ano	Ne	Ano	Ano	Ano	Ano	Cena ne- uvedena
Hiview3	Ne	Ne	Ano	Ano	Ne	Ne	
Logical Decisions	Ne	Ne	Ano	Ne	Ne	Ne	
MakeltRational	Ano	Ne	Ano	Ne	Ne	Ano	Bezplatné
MindDecider	Ano	Ano	Ano	Ano	Ano	Ne	
RPM-Decisions	Ne	Ne	Ano	Ne	Ne	Ano	
TreeAge Pro	Ne	Ne	Ano	Ne	Ano	Ne	
Vanguard Studio	Ne	Ne	Ano	Ano	Ano	Ano	
Kessera Random Decisions	Ne	Ne	Ne	Ne	Ne	Ano	Bezplatné

Nástroje nabízejí většinou konzultační firmy, které organizují výcvik v užívání DST. Řada nástrojů je provozována jako serverové aplikace na serverech těchto firem. Často se neuvádějí ceny, někdy jsou licence poskytovány na omezenou dobu (1 rok).

Většina nástrojů má velmi kvalitní grafiku, je možný export výsledků do Excelu apod.

Neméně zajímavá je **kategorie volně přístupných programů**. Kromě již zmíněné programové realizace metody ANP (Saaty, 2009), volně dostupné beta verze programu SuperDecisions, jsme při rešerši našli velmi zajímavou kombinaci dynamického modelování a AHP – volně dostupný program EcoDynamo vyvinutý v rámci portugalského výzkumného projektu (Universita Fernanda Pessoa, Porto, Portugalsko). Program je k vyžádání u autorů, byl aplikován v oblastech simulace různých dějů popsaných matematickými vztahy pozorovatelných proměnných (Pereira et al., 2007):

- a) hydrodynamických přírodních procesů,
- b) termodynamiky vodních toků,
- c) dynamiky potravních řetězců (nutrienty – živé organismy),
- d) dynamiky produkce biomasy.

2.13 Využití analýzy obalu dat pro alokaci emisních povolenek

Další široce užívanou metodou operačního výzkumu, která má potenciální využití při rozhodovacích procesech zaměřených na konkrétní zařízení posuzovaná vzhledem k nejlepší dostupné technice (BAT nebo BATNEEC), je **analýza obalu dat (DEA)**. Jedná se o procesy environmentálního hodnocení a rozhodování zahrnuté pod integrované povolování (IPPC) a EIA. Přestože v environmentální legislativě Evropské unie je často citován koncept BAT, resp. BATNEEC, nebyl tento při stanovení standardních emisních faktorů využit pro komplikovanost a omezenou porovnatelnost různých technologických variant a procesů. Aplikace analýzy obalu dat na charakterizování BAT a BATNEEC byla dosud provedena jen ve velmi omezeném rozsahu.

Jako první aplikovali DEA v této oblasti Larsson a Telle (2008, 2005), kteří zkoumali několik odvětví norského průmyslu (výroba hliníku, celulózy, železných slitin a anorganických chemikálií). Výhodou DEA je to, že je možné pracovat s vícenásobnými vstupy a výstupy, které nutně nemusí být vyjádřeny ve stejných jednotkách, např. pouze jako jednotkové ceny nebo jednotky hmotové bilance. Některé parametry produkčních jednotek byly (Lee et al., 2008) dokonce získány expertními odhady s využitím metody AHP nebo jiné techniky multikriteriální analýzy.

Larsson a Telle (2005, 2008) konstatovali, že aplikace BAT, založených pouze na environmentálních cílech na reálné výroby může být velmi nákladná záležitost, zejména jsou-li zařízením ukládány pevné emisní stropy. Obchodovatelné povolenky, jak dovozují, by měly alokovat investiční prostředky nutné ke snížení emisí mnohem efektivněji. Z krátkodobého hlediska povede aplikace BAT ke snižování výroby.

Larsson a Telle (2005, 2008) proto navrhují zavedení „nejlepší praktické techniky“ (BPT) vycházející z reálných, tedy provozovaných technologií. Technické parametry BPT uvedení autoři hledají pomocí DEA. Dospívají tak k závěru, že pro emise skleníkových plynů je v uvedených sektorech možno bez nadměrného zvýšení nákladů dosáhnout redukce emisí od 3 % (výroba hliníku) do 20 % (výroba železných slitin).

Také bezplatná alokace povolenek podle standardních emisních faktorů (BAT benchmarking) by vycházela z instalované výrobní kapacity, z jejího optimálního využití a z reálně dosažitelných emisí na jednotku produkce. Po několika letech diskuzí mezi technologi a regulátorem (Evropská komise), kdy emisní faktory byly porovnávány a kategorizovány pro různé procesy, technologie a velikostní kategorie zařízení, přičemž se uplatňovaly často protichůdné zájmy majoritních výrobců, byl tento koncept zavržen jako málo transparentní a složitý.

Matematický princip analýzy obalu dat (DEA) je popsán v odborné literatuře (Cooper et al., 2004; Dlouhý et al., 2007; Jablonský, 2004). Uvedenou metodu jsme užili na porovnání výrobních jednotek produkujících vápno (viz níže uvedená případová studie). Výrobní jednotky (vápenky) jsou podle terminologie DEA nezávislými rozhodovacími jednotkami (DMU, decision making units). Vstupem je surovina (vápenec) a energie (palivo) a výstupem je produkt (vápno). Emise oxidu uhličitého jsou nežádoucí výstup, který musí být pokryt obchodovatelnými emisními povolenkami, které zahrnujeme mezi vstupy. Předpokládáme, že porovnávané DMU vyrábějí technické vápno stejné kvality, stejnou surovinu a stupeň výpalu.

Pro soubor n DMU, které pracují s x výstupy a y vstupy je relativní technická efektivnost definována pro n -tou DMU jako

$$E_{kn} = \sum_y O_{ny} v_{ky} / \sum_x I_{nx} u_{kx} \quad (9)$$

Kde E_{kn} je relativní efektivita n -té DMU vzhledem ke srovnávací k -té DMU, O_{ny} jsou výstupy a I_{nx} jsou vstupy pro n -tou DMU, v_{ky} a u_{kx} jsou váhy, které hledáme maximalizací relativních efektivit za následujících omezujících podmínek

$$\max E_{kk} = \sum_y O_{ny} v_{ky} / \sum_x I_{nx} u_{kx} \quad (10)$$

$$E_{ks} \leq 1 \quad \forall DMU \quad (11)$$

$$u_{kx}, v_{ky} \geq 0 \quad (12)$$

Tento nelineární model (Eq. 9–12) je možno převést na LP ekvivalent (Charnes, Cooper a Rhodes, 1978) a optimalizace proběhne pro každou DMU. V případě nežádoucích výstupů, jako např. emise polutantů, jsou tyto převedeny na stranu vstupů (Sarkis a Weinrach, 2001; Colli, Nissi a Rapposelli, 2008). V našem případě,

jak jsme výše zmínili, si lze představit, že tyto emise oxidu uhličitého jsou pokryty obchodovatelnými emisními povolenkami. U jiných výrob jsou emise do vody nebo ovzduší pokryty emisními poplatky anebo mají hypotetickou hodnotu jako negativní externalita. V případě emisí CO₂, který nemá lokální znečišťující efekt, je tato hypotetická hodnota globální.

Výsledkem optimalizačního výpočtu je stanovení **efektivní produkční hranice (obal dat)**. Tato hranice je lineární pro modely s konstantním výnosem z rozsahu (tzv. model CRS, Constant Return to Scale) anebo konvexní pro modely s proměnlivým výnosem z rozsahu (tzv. model VRS, Variable Return to Scale). Modely mohou být orientovány na vstupy anebo na výstupy. Projekcí parametrů produkční jednotky DMU_i ve směru osy x (orientace na vstupy) nebo osy y (orientace na výstupy) na efektivní produkční hranici lze pro každou jednotku stanovit virtuální jednotku s maximální možnou efektivitou.

K testování aplikovatelnosti DEA při alokaci emisních povolenek (Nondek, 2010) jsme využili dostupná emisní a produkční data českých výrobců vápna, tj. roční bilance poskytované výrobcí vápna Ministerstvu životního prostředí (MŽP) vzhledem k účasti výrobních jednotek v EU ETS. Protože v České republice existuje omezený počet výrobních jednotek, data shromážděná za několik let jsme upravili do podoby testovacího souboru. Tím jsme jednak pro účely zkoumání použitelnosti DEA vytvořili dostatečně velký soubor 14 hypotetických výrobních jednotek a dále znemožnili identifikaci konkrétních zařízení (produkční data jsou poskytována MŽP jako neveřejná), jejichž data jsme použili. Modelový výpočet byl proveden excelovým doplňkem DEA_RES.xla, který byl získán ze serveru Vysoké školy ekonomické, Praha (Jablonský, 2008) a výpočetním programem DEA-Solver přiloženým ke knize „Data Envelopment Analysis“ (Cooper et al., 2007).

V souvislosti s národními alokačními plány, podle kterých byly přidělovány emisním zdrojům oxidu uhličitého (CO₂) obchodovatelné emisní povolenky, byly diskutovány **tři základní alokační mechanismy**:

- a) bezplatné přidělování povolenek podle historických emisí (tzv. grandfathering),
- b) bezplatná alokace s využitím standardních emisních faktorů odvozených podle tzv. nejlepší dostupné techniky (BAT), resp. nejlepší dostupné techniky nevyvolávající nadměrné náklady (BATNEEC),
- c) nákupy povolenek v aukcích.

Alokované povolenky umožňují provoz emisních zdrojů oxidu uhličitého v souladu se směrnicí 2003/87/ES ze dne 13. října 2003 o vytvoření systému pro obchodování s povolenkami na emise skleníkových plynů ve Společenství (evropský emisní trh, EU ETS). Pro první tzv. zkrácené obchodovací období (2005–2007) rozhodovaly o alokaci národní vlády převážně na základě historických emisí. Přirozeným

zájmem jednotlivých provozovatelů bylo získat co největší počet povolenek. Proto se lze domnívat, že tomu odpovídala nejen historická emisní data poskytnutá regulátorovi, ale i lobbying týkající se konstrukce alokačního vzorce (nerovnoměrně vážený průměr ročních emisí). Také emisní projekce založené na předpokladu vysokého růstu produkce vedly k navýšení alokovaných objemů. Došlo k výraznému překročení alokace, v jejímž důsledku cena povolenky již po zveřejnění emisní bilance za první rok (2005) klesla pod 1 EUR a systém pozbyl žádoucí vliv na snižování emisí.

Podobným způsobem byly připravovány i **druhé národní alokační plány**, avšak tyto již byly Komisí revidovány a navrhované národní alokace různou měrou sníženy. Při jejich sestavování se otevřela diskuze o prakticky použitelných alokačních mechanismech. Využití standardních emisních faktorů (tzv. benchmarking) bylo pod tlakem nevládních organizací odmítnuto a Komise prosazovala od roku 2007 nákup povolenek v aukcích. Množství povolenek uvolňovaných do aukcí by se v čase mělo lineárně snižovat, takže cena jedné povolenky poroste a tím EU ETS bude podle představ Komise působit jako nástroj k plánovitému snižování emisí. Jinak by nebylo možno splnit závazky, které politické reprezentace Evropské unie i členských zemí opakovaně vyhláší (20–20–20, tj. 20% redukce v roce 2020 a současně 20% podíl obnovitelných zdrojů na spotřebě energie). Aukční prodej je kritizován ze strany průmyslu, protože u mnoha výrob snižuje globální konkurenceschopnost výrobců zatěžovaných dodatečnými náklady na nákup povolenek (15–30 EUR/t CO₂). Předpokládá se, že v některých oborech povede EU ETS k postupnému útlumu a stěhování výroby mimo EU ETS (tzv. odliv uhlíku).

U mnoha výrob, zejména tam, kde existují tzv. **procesní emise**, bude nákup povolenek působit spíše jako uhlíková daň, která navíc kolísá s proměnlivou cenou povolenky. Procesní emise jsou pevně dány stechiometrií chemických reakcí, jako je například tepelný rozklad uhličitánů (výroba vápna a cementu), redukce železné rudy koksem (výroba surového železa), konvertorová výroba oceli, průmyslová výroba vodíku z fosilních paliv anebo k těmto emisím dochází v důsledku vedlejších chemických reakcí (např. emise z odstraňování uhlíkových úsad z krakovacích katalyzátorů). V případě procesních emisí nemá výrobce žádný prostor k jejich snížení a obchodovatelné povolenky se tak mění na nepředvídatelně kolísající uhlíkovou daň zatěžující výrobce dalšími administrativními a transakčními náklady (vykazování emisí, nákupy a prodeje povolenek).

Cílem následující krátké studie je otestovat možnost využití analýzy obalu dat (DEA) při alokaci povolenek založené na standardním emisním faktoru BATNEEC při výrobě vápna. Tato výroba je relativně jednoduchá a většina emisí (75%) vzniká rozkladem vápence, takže tyto emise nejde z principu eliminovat. Vycházíme z toho, že DEA poskytuje parametry ideální produkční jednotky (virtuální jednotka), kterou je možno chápat jako BATNEEC. Ideální produkční jednotka tak může sloužit pro

stanovení realistického emisního faktoru v přepočtu na jednotku výstupu, který lze užít pro bezplatnou alokaci povolenek.

Případová studie: Emisní benchmarky pro alokaci emisních povolenek

Vycházejí ze vztahu (1), stanovili jsme produkci vápna za časovou jednotku (tis. t/rok) jako výstup. Jako vstupy jsme z dostupných dat užili štítkovou produkční kapacitu, resp. nevyužitou produkční kapacitu (tis. t/rok), energii dodanou v palivovém mixu (GJ/rok) a počet povolenek pokrývajících emise CO₂. Racionálně se chovající výrobce bude na určitou roční produkci minimalizovat množství dodané energie a volit skladbu palivového mixu takovou, aby minimalizoval počet povolenek nutný na pokrytí emisí (povolenka odpovídá emitované tuně CO₂). Složení palivového mixu (tuhá, kapalná a plynná fosilní paliva, biomasa a spalitelný odpad) je limitováno optimální provozní teplotou a obsahem popela v produktu (pálené vápno). V praxi hrají roli ceny použitelných paliv a měrné emise CO₂ (u biomasy jsou z hlediska EU ETS „nulové“). Výše uvedenou úpravou reálných dat jsme použili testovací soubor 14 produkčních jednotek (viz Tab. 2.2).

Tab. 2.2 Vstupní a výstupní data modelového souboru 14 jednotek výroby vápna

Výrobní jednotka	Dodané teplo (10 ³ GJ/rok)	Povolenky (10 ³ ks)	Nevyužitá kapacita (%)	Výroba (10 ³ tun/rok)
V1	501,3	126,0	44,4	90
V2	452,1	121,4	31,4	110
V3	821,8	173,0	25,0	140
V4	627,2	161,0	10,5	140
V5	826,5	178,2	19,8	145
V6	915,0	199,4	18,1	150
V7	958,4	188,0	11,2	160
V8	1 008,0	188,8	13,2	160
V9	730,4	253,9	28,1	220
V10	1 008,0	331,2	15,0	280
V11	1 070,1	291,5	29,1	290
V12	1 110,0	303,6	27,4	300
V13	1 116,0	315,6	26,1	310
V14	1 120,0	359,7	28,1	320
Celkem	12 264,8	3 191,26	327,53	2 815

V modelech byly uvažovány dva vstupy (dodané teplo, počet povolenek) nebo tři vstupy (dodané teplo, počet povolenek, nevyužitá kapacita) a jeden výstup (vyrobené vápno). Je nutno říci, že předpoklad o porovnatelnosti výrobních jednotek

není beze zbytku splněn, protože výrobci používají rotační a šachtové pece, jejichž tepelná účinnost se liší stejně jako možnost variability palivového mixu. Také výsledný produkt (pálené vápno) může mít různé vlastnosti vzhledem k předpokládanému využití (stavebnictví, metalurgie, zemědělství, chemický průmysl apod.), což souvisí s požadovaným stupněm výpalu a tedy dodaným teplem.

Pokud předpokládáme jako surovinu čistý vápenec, pak jeho rozkladem vznikne 0,75 tuny CO₂ na tunu produktu. Další oxid uhličitý vzniká hořením uhlíkatého paliva, jehož spalné teplo pokryje reakční teplo rozkladu vápence a tepelné ztráty. Podle literatury popisující BAT výroby vápna je na tunu produktu emitováno více než 1,0 tuna CO₂ na tunu produktu (IPCC Burreau, 2007). V Tab. 2.3 jsou uvedeny pro model s lineární produkční hranicí (model CRS).

Tab. 2.3 Relativní efektivity pro příslušné virtuální výrobní jednotky (CRS, dva vstupy a jeden výstup)

Výrobní jednotka	Relativní efektivita	Dodané teplo (10 ³ GJ/rok)	Povolenny (10 ³ ks)	Výroba (10 ³ tun/rok)
V1	0,717857	332,10	90,45	90
V2	0,910326	405,90	110,55	110
V3	0,813107	516,60	140,70	140
V4	0,873913	516,60	140,70	140
V5	0,817738	535,05	145,72	145
V6	0,756208	553,50	150,75	150
V7	0,855319	590,40	160,80	160
V8	0,851695	590,40	160,80	160
V9	1	730,40	253,88	220
V10	0,943716	951,26	312,60	280
V11	1	1 070,10	291,45	290
V12	0,994539	1 103,94	301,94	300
V13	1	1 116,00	315,58	310
V14	0,979664	1 097,22	352,37	320
Celkem	-	10 109,48	2 928,29	2 815

Z Tab. 2.3 je zřejmé, že jednotky V9, V11 a V13 mají relativní efektivitu 1,0 a leží tedy na produkční hranici. Přitom vzhledem k použití modelu orientovaného na vstupy je výstup konstantní (roční produkce), zatímco vstupy odpovídají virtuálním výrobním jednotkám s efektivitou 1,0. Abychom zjistili nejefektivnější jednotku z trojice V9, V11 a V13, použili jsme CRS model tzv. super-efektivnosti, který poskytl maximální hodnotu 1,05421 pro jednotku V9. Proto jsme tuto jednotku užili jako BATNEEC, tedy jako benchmark pro alokaci povolenek

ostatním výrobním jednotkám. Emisní faktor vypočtený pro V9 z modelu CRS je 1,154 (t CO₂ / t produktu). Jak vyplývá z Tab. 2.3, množství povolenek, které by bylo přiděleno virtuálním výrobním jednotkám bezplatně podle tohoto modelu, mohlo být nižší o 8,25 % než množství povolenek využité pro pokrytí skutečných emisí.

Stejný výsledek získáme po transformaci spotřeby energie a emisí na jednotkovou spotřebu a emisní faktor. Jednotka V9 je ve srovnání s efektivními jednotkami V11 a V13 opět superefektivní a pro model CRS získáme stejný emisní faktor 1,154. Výsledek modelu CRS je uveden v Tab. 2.4.

Tab. 2.4 Relativní efektivity vyjádřené jako emise (spotřeba povolenek) a spotřeba tepla na jednotku produkce pro příslušné virtuální výrobní jednotky (CRS, dva vstupy a jeden výstup)

Výrobní jednotka	Relativní efektivita	Spotřeba tepla (GJ/tunu)	Spotřeba povolenek (ks/tunu)	Jednotková výroba vápna (t)
V1	0,717857	3,69000	1,00500	1,00000
V2	0,910326	3,69000	1,00500	1,00000
V3	0,813107	3,69000	1,00500	1,00000
V4	0,873913	3,69000	1,00500	1,00000
V5	0,817738	3,69000	1,00500	1,00000
V6	0,756208	3,69000	1,00500	1,00000
V7	0,855319	3,69000	1,00500	1,00000
V8	0,851695	3,69000	1,00500	1,00000
V9	1	3,32000	1,15400	1,00000
V10	0,943716	3,39738	1,11642	1,00000
V11	1	3,69000	1,00500	1,00000
V12	0,994539	3,67980	1,00647	1,00000
V13	1	3,60000	1,01800	1,00000
V14	0,979664	3,42882	1,10114	1,00000

Model zároveň optimalizuje spotřebu tepla i povolenek, takže technicky nejefektivnější výrobní jednotka (stanovená pomocí super-efektivity) má relativně nejvyšší emise CO₂ na jednotku produkce, avšak relativně nejnižší spotřebu tepla. Vzhledem k různým palivovým mixům, které jsou optimalizovány z hlediska nákladů a jakosti produktu a mohou zahrnovat i biomasu („nulové“ emise CO₂), je jednotka V9 kompromisem mezi emisemi a spotřebou energie. Pokud preferujeme emisní efektivitu, pak jednotka V11 představuje BREF s poněkud vyšší spotřebou energie, avšak výrazně nižším emisním faktorem (1,0050 t CO₂/t).

Z Tab. 2.2 je zřejmé, že výrobní jednotky se odlišují průměrným využitím štítkové kapacity, což může být způsobeno kombinací plánovaných oprav a nucených

odstávek (poruchy nebo malá poptávka). Jak vyplývá z literatury věnované alokacím povolenek pomocí standardních emisních faktorů, hlavním problémem efektivní alokace je kolísající využití zařízení. Povolenky se přidělují na několik let dopředu za předpokladu určité průměrné výrobní kapacity, která se odvozuje z instalované (štitkové) kapacity. Užili jsme proto CRS model s „vynuceným vstupem“. Pokud kolísá poptávka, pak využití kapacity je exogenně ovlivněný vstup, což vyžaduje použití odlišného modelu (Cooper et al., 2004), tj. DEA modelu s vynucenými vstupy (zde nevyužitou kapacitou opět vztaženou na t produktu). Výsledek DEA je v Tab. 2.5.

Tab. 2.5 Relativní efektivity pro tři vstupy a jeden výstup vyjádřené jako emise a spotřeba tepla na jednotku produkce pro příslušné virtuální výrobní jednotky (CRS s jedním vynuceným vstupem)

Výrobní jednotka	Relativní efektivita	Spotřeba tepla (GJ/tunu)	Spotřeba povolenek (ks/tunu)	Nevyužitá kapacita (t/tunu)	Jednotková výroba vápna (tuna)
V1	0,717857	3,69000	1,00500	0,29111	1,00000
V2	0,910326	3,69000	1,00500	0,29111	1,00000
V3	0,830979	3,66060	1,02709	0,24986	1,00000
V4	1	4,48000	1,15000	0,10500	1,00000
V5	0,871271	3,95194	1,07079	0,19836	1,00000
V6	0,816906	4,05112	1,08567	0,18082	1,00000
V7	0,973431	4,43855	1,14378	0,11233	1,00000
V8	0,955123	4,32697	1,12705	0,13206	1,00000
V9	1	3,32000	1,15400	0,28138	1,00000
V10	1	3,60000	1,18300	0,15001	1,00000
V11	1	3,69000	1,00500	0,29111	1,00000
V12	1	3,70000	1,01200	0,27428	1,00000
V13	1	3,60000	1,01800	0,26058	1,00000
V14	0,979664	3,42882	1,10114	0,27330	1,00000

V tomto případě je super-efektivní jednotkou V10 (super-efektivita 1,1622), která má dokonce environmentální efektivitu nižší než tomu bylo v předešlém případě (viz Tab. 2.3). BAT musíme chápat jako technicky nejúčinnější jednotku, jako kompromis mezi spotřebou energie, produkční efektivitou a emisemi. Jednotka V11 pak představuje BAT z hlediska emisí, zatímco jednotku V9 je možno pokládat za BAT z hlediska spotřeby energie.

Z přehledu BAT (IPPC Bureau, 2007) vyplývá, že spotřeba tepla na kalcinaci vápence za teplot 900 °C a vyšších vyžaduje 3,3 až 5 GJ/tunu vápna pro pece šachtové a 5–8 GJ/tunu pro pece rotační s výměníkem tepla. Emise CO₂ na jednotku

produkce jsou pro tyto dvě kategorie pecí 1,01 až 1,30 t CO₂ (pece šachtové) a 1,05 až 1,40 CO₂ pro pece rotační. Použitá data odpovídají realitě z hlediska jednotkové spotřeby povolenek i tepla (viz Tab. 2.2), záměrně upraveny byly produkční kapacity a produkce. Emisní faktory pro BATNEEC (viz Tab. 2.3 a 2.4) proto celkem dobře odpovídají spodním mezím udávaným pro oba typy pecí v přehledu BAT (IPPC Bureau, 2007).

Vzhledem k tomu, že při výrobě vápna jsou užívány různé palivové mixy s různým podílem biomasy, emise a spotřeba energie nekoreluje. Tak by tomu bylo v případě, že by všechny jednotky užívaly stejný palivový mix a lišily by se pouze tepelnými ztrátami, resp. nestejným využitím tepla vázaného na produkt, které lze využít k předehřívání suroviny (rekuperace). Ztráty tepla také souvisí s odstávkami (chladnutí a zahřívání na provozní teplotu), resp. provozem pecí při sub-optimálním využití štítkové kapacity.

Vzhledem k tomu, že výrobní jednotky zahrnují dvě odlišné kategorie zařízení (šachtové a rotační pece), bylo by vhodné použít model DEA, který umožňuje práci s různými kategoriemi vstupů, navržený Bankerem a Moreyem (1986). A konečně, DEA umožňuje užít metodu klouzavého okna k posouzení časových změn technické efektivity (Cooper et al., 2004). To ovšem vyžaduje delší časové řady a dostatečný počet výrobních jednotek. Výrobní jednotky jako koksovací pece, rotační pece, tunelové pece na výrobu stavební keramiky, ethylenové jednotky apod. by proto bylo nutné analyzovat metodou DEA v celém systému EU ETS, ne pouze na národní úrovni.

Je tedy možné říci, že aplikace DEA vyžaduje dostatečné spektrum ročních verifikovaných dat (potřeba povolenek, spotřeby energie, využití kapacity, produkce) z předchozích alokačních období získaných pro homogenní soubory výrobních jednotek. Data nemusí být nutně omezena pouze na území jednoho státu. Takto by bylo možné analyzovat dostatečně velký soubor pecí na výrobu cementu nebo vápna, ethylenových jednotek nebo jiných zařízení regulovaných EU ETS.

Závěrem poznamenáváme, že DEA byla na definování BAT a BATNEEC dosud použita jen v omezeném rozsahu. Přitom DEA je naprosto neustranná metoda pro určení standardních emisních faktorů pro bezplatné přidělování povolenek v rámci EU ETS (benchmarking), která může využít data obsažená v emisních hlášeních. Efektivní nebo super-efektivní výrobní jednotku konstruuje z reálných dat, což odpovídá definici BATNEEC. Z výsledků získaných pro soubor 14 hypotetických výrobních jednotek produkce vápna plyne, že by takto bylo možné cílově snížit bezplatně alokované celkové množství povolenek pro další obchodovací období o 6–8 %, přičemž toto snížení by mohlo být vykompenzováno ekonomicky dostupnými technickými opatřeními typu BATNEEC nebo částečným nákupem povolenek na emisním trhu.

Bezplatná alokace by pokryla tu část procesních emisí, kterou není možné dále snižovat vzhledem k dosaženému technickému pokroku určenému nejefektivnější reálně provozovanou a tedy konkurenceschopnou výrobní jednotkou. DEA se může periodicky opakovat (metoda klouzavého okna) a při nalezení efektivnější jednotky reprezentující BATNEEC lze upravit pro ostatní jednotky bezplatně alokovaná množství povolenek. Jednotka určená jako BATNEEC (alokační benchmark) na základě super-efektivního modelu by nebyla nucena nakupovat žádné emisní povolenky.

Vzhledem k tomu, že alokace vychází z instalované kapacity, standardního emisního faktoru a optimálního využití instalované kapacity, je poslední proměnnou sice možné optimalizovat pomocí DEA, avšak výrobní jednotky produkující za sub-optimálního využití instalované kapacity budou mít přebytek nevyužitých emisních povolenek. To je možné korigovat stanovením statistických mezí, v nichž se běžně pohybuje využití instalované kapacity. Pod touto mezí by výrobní jednotka byla nucena přebytek povolenky odepsat a nemohla by s nimi obchodovat. Pokrytím procesních emisí stanovených dle DEA bezplatně alokovanými povolenkami lze do značné míry eliminovat dovoz nákladově znevýhodněných výrobků z oblastí mimo EU ETS, tedy omezit tolik často diskutovaný „odliv uhlíku“.

Seznam literatury

- AKAIKE, H. A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control*, 1974, Vol. 19, Issue 6, p. 716–723.
- ARIS, R. *Mathematical Modelling Techniques* (reprint vydání z 1978). New York: Dover Publ. Inc., 1994.
- ARLT, J., ARLTOVÁ, M. *Finanční časové řady, vlastnosti, metody modelování, příklady a aplikace*. Praha: Grada Publishing, 2003.
- ARSHAM, H. Time-Critical Decision Making for Business Administration [online]. c2009 [cit. 2010]. Dostupné z: <<http://home.ubalt.edu/ntsbarsh/stat-data/Forecast.htm>>.
- BAKER, D., BRIDGES, D., HUNTER, R., JOHNSON, G., KRUPA, J., MURPHY, J. A., SORENSON, K. *Guidebook to Decision-Making Methods*. WSRC-IM-2002-00002. Department of Energy, USA, 2002.
- BANKER, R. D., MOREY, R. C. The use of categorical variables in data envelopment analysis. *Management Science*, 1986, Vol. 32, Issue 12, p. 1 613–1 627.
- BARRON, F. H., BARRETT, B. E. The efficacy of SMARTER. Simple Multi-Attribute Rating Technique Extended to Ranking. *Acta Psychologica*, 1996, No. 93, p. 23–36.
- BECK, M. B. Water quality modeling: a review of the analysis of uncertainty. *Water Resour. Res.*, 1987, No. 23, p. 1 393–1 442.
- BENDER, E. A. *An Introduction to Mathematical Modeling* (reprint vydání z 1978). New York: Dover Publ. Inc., 2000.
- BEZDEK, J. C., PAL, N. R. Some new indexes of cluster validity. *IEEE Transactions on System, Man and Cybernetics*, 1998, Vol. 28, Issue 3, p. 301–315.
- BOARDMAN, E. A., GREENBERG, D. H., VINING, A. R., WEIMER, D. L. *Cost-Benefit Analysis: Concepts and Practice*. 3rd Edition. Prentice Hall, 2005.
- BOX, G. E. P., DRAPER, N. R. *Empirical Model-Building and Response Surfaces*. New York: Wiley & Sons, 1987.
- BRANS, J. P., MARESCHAL, B. The PROMCALC & GAIA decision support system for multi-criteria decision aid. *Decision Support Systems*, 1994, No. 12, p. 297–310.
- BRANS, J. P., VINCKE, P. H. A preference ranking organization method. *Management Science*, 1985, No. 31, p. 647–656.
- BROCKWELL, P. J., DAVIS, R. A. *Introduction to Time Series and Forecasting*. 2nd Edition. New York: Springer, 2002.
- CHARNES, A., COOPER, W. W., RHODES, E. Measuring of the efficiency of decision making units. *European J. Operations Res.*, 1978, Vol. 2, Issue 6, p. 429–444.
- COLI, M., NISSI, E., RAPPOSELLI, A. Performance Measurement by means of Data Envelopment Analysis: A New Perspective for Undesirable Outputs. In *Research methodology on Data Envelopment Analysis (DEA)*. Ed. J. K. Mantri. Boca Raton, Florida, USA: Universal-Publishers, 2008, p. 217–226.

- COOK, D., SWAYNE, D. F. *Interactive and Dynamic Graphics for Data Analysis*. New York: Springer Science, 2007.
- COOPER, W. W., SEIFORD, L. M., ZHU, J. *Handbook on Data Envelopment Analysis*. 2nd ed. Springer Science, 2004.
- COOPER, W. W., SEIFORD, L. M., KAORU TONE *Data Envelopment Analysis*. 2nd ed. New York: Springer, 2007.
- COYLE, G. *The Analytic Hierarchy Process (AHP), Introduction, in Practical Strategy*. Open Access Material, AHP. Pearson Education Limited, 2004.
- CREM US Committee on Models in the Regulatory Decision Process, *Models in Environmental Regulatory Decision Making*. Washington DC National Research Council, National Academy of Sciences, 2007.
- CROUT, N. M. J., TARSITANO, D., WOOD, A. T. Is my model too complex? Evaluation model formulation using model reduction. *Environ. Model. Software*, 2006, No. 24, p. 1–7.
- DLOUHÝ, M., JABLONSKÝ, J., NOVOSADOVÁ, I. Využití analýzy obalu dat pro hodnocení efektivnosti českých nemocnic. *Politická ekonomie*, 2007, Vol. 55, Issue 1, p. 50–71.
- DRAHOS, P., BRAITHWAITE *Information Feudalism: Who owns the knowledge economy?* New York: The New Press, 2002.
- DYER, J. S., FISHBURN, P. C., STEUER, R. E., WALLENIUS, J., ZIONTS, S. *Management Science*, 1992, Vol. 38, p. 645–654.
- FORMAN, E. H., GASS, S. I. *The Analytic Hierarchy Process – An Exposition*. Washington, DC: School of Business and Public Management, George Washington University, 2001.
- FORRESTER, J. W. Systems Dynamics, Systems Thinking and Soft OR. *System Dynamics Review*, 1994, Vol. 10, Issue 2.
- GINZBERGER, M., STOHR, E. *Decision Support Systems*. Amsterdam, North-Holland, 1982.
- GÜNTHER, O. *Environmental information systems*. New York: Springer, 1998.
- HARRIS, R. *Introduction to Decision Making* [online]. VirtualSalt, c1998 [cit. 2010]. Dostupné z: <<http://www.virtualsalt.com/crebook5.htm>>.
- HESSE, M. B. The Structure of Scientific Inference. In *Models and Analogies in Science*. Ed. Edwards, P. Berkeley: Univ. Cal. Press, 1967.
- HUANG, G. H., CHANG, N. B. Perspectives of Environmental Informatics and Systems Analysis. *Journal of Environmental Informatics*, 2003, Vol. 1, Issue 1, p. 1–6.
- CHATFIELD, C. *The Analysis of Time Series*. 6th ed. The Texts in Statistical Science. Boca Raton: Chapman and Hall/CRC, 2004.
- CHOU, C. H., SU, M. C., LAI, E. A new cluster validity measure and its application to image compression. *Pattern Analysis and Applications*, 2004, Vol. 7, Issue 2, p. 205–220.
- IPPC BUREAU. *Reference document on BAT in the Cement and Lime Manufacturing Industries* [online]. c2007 [cit. 2010]. Dostupné z: <http://eippcb.jrc.es/reference/_download.cfm?twg=cl&file=clp_d1_0907.pdf>.
- ISHIZAKA, A. *AHP-Tutor: An Intelligent Tutoring System for AHP, Research Project*. Basel: Basel University, Abteilung Wirtschaftsinformatik, 2003.

- JABLONSKÝ, J. *Operační výzkum, kvantitativní modely pro ekonomické rozhodování*. 3rd ed. Praha: Professional Publishing, 2007.
- JABLONSKÝ, J. Modely hodnocení efektivnosti produkčních jednotek. *Politická ekonomie*, 2004, Vol. 52, No. 2, p. 206–220.
- JABLONSKÝ, J. *DEA-Excel (a MS Excel based system for DEA models)* [online]. c2008 [cit. 2010-12-10]. Dostupné z: <<http://nb.vse.cz/~jablon/dea.htm>>.
- JAKEMAN, A. J., et al. *Environmental Modelling, Software and Decision Support, State of the Art and Perspectives, Development in Environment Integrated Assessment No. 3*. Elsevier, 2008.
- JAKEMAN, A. J., LETCHER, R. A., NORTON, J. P. Ten iterative steps in development and evaluation of environmental models. *Environ. Model. Software*, 2006, Vol. 21, p. 602–613.
- JOHNSON, S. C. Hierarchical clustering schemes. *Psychometrika*, 1967, Vol. 32, Issue 3, p. 241–254.
- KAUFMANN, L., ROUSSEEUW, P. J. *Finding Groups in Data*. New York: John Wiley & Sons, Inc., 1990.
- KEENEY, R. L., RAIFFA, H. *Decisions with Multiple Objectives: Performances and Value Trade-Offs*. New York: John Wiley & Sons, Inc., 1976.
- KIM, M., RAMAKRISHNA, R. S. New indices for cluster validity assessment. *Pattern Recognition Letters*, 2005, Vol. 26, No. 15, p. 2 353–2 363.
- KOHONEN, T. *Self-Organizing Maps*. 3rd ed. New York: Springer, 2001.
- LARSSON, J., TELLE, K. *Consequences of the IPPC directive's BAT requirements for abatement costs and emissions, Discussion Papers No. 411*. Statistics Norway, Research Department, March 2005.
- LARSSON, J., TELLE, K. Consequences of the IPPC's BAT Requirements for Emissions and Abatement Costs: A DEA Analysis on Norwegian Data. *Environmental and Resource Economics*, 2008, Vol. 41, p. 563–578.
- LEE, S. K., MOGI, G., SHIN, S. C., KIM, J. W. An AHP/DEA Hybrid Model for Measuring the Relative Efficiency of Energy Efficiency Technologies. *Proceedings of the International Conference of Engineers and Computer Scientists, IMECS 2008*, Hong Kong, p. 19–21.
- LEVINS, R. *Evolution in Changing Environments*. Princeton: Princeton Univ. Press., 1968.
- LINKOV, I., SATTERSTROM, F. K., KIKER, G., BATCHELOR, C., BRIDGES, T., FERGUSON, E. From comparative risk assessment to multi-criteria decision analysis and adaptive management: Recent developments and applications. *Environment International*, 2006, Vol. 32, p. 1 072–1 093.
- LONGO, G., PADOANO, E., ROSATO, P., STRAMI, S. Considerations on the Application of AHP/ANP methodologies to decisions concerning railway infrastructure: RWS Publications. *Proceedings of the ISAHP*. ISAHP, Pittsburgh, PA, 2009.
- MAXWELL, D. Decision Analysis: Find a Tool that Fits. *OR/MS Today*, 2008, Vol. 35, Issue 5.
- MEADOWS, D. H., MEADOWS, D. L., RANDERS, J., BEHRENS III, W. W. *The Limits to Growth*. New York: Universe Books, 1972.

- MCCONNELL, S. *Code Complete*. c2004. V českém překladu „Dokonalý kód“. Brno: Computer Press, 2006.
- MELOUN, M., MILITKÝ, J. *Kompendium statistického zpracování dat*. Praha: Academia, 2002.
- MELOUN, M., MILITKÝ, J., HILL, M. *Počítačová analýza vícerozměrných dat v příkladech*. Praha: Academia, 2005.
- MILLER, J. H., PAGE, S. E. *Complex Adaptive Systems, An introduction to computational models of social life, Princeton Studies of Complexity*. Princeton: Princeton University Press, 2007.
- MILLIGAN, G. W. A monte carlo study of thirty internal criterion measures for cluster analysis. *Psychometrika*, 1981, Vol. 46, Issue 2, p. 187–199.
- MILLIGAN, J. W., MAHAN, V. A note on procedures for testing the quality of clustering of a set of objects. *Decision Sciences*, 1980, Vol. 11, Issue 4, p. 669–677.
- MUNDA, G. Cost-benefit analysis in integrated environmental assessment: some methodological issues. *Ecological Economics*, 1996, Vol. 19, p. 157–168.
- NEUMANN, J. VON, GOLDSTINE, H. Numerical Inverting of Matrices of High Order. *Bull. Amer. Math. Soc.*, 1947, Vol. 53, p. 1 021–1 099.
- NEUMAN, J. VON, MORGENSTERN, O. *Theory of Games and Economic Behaviour*. 2nd ed. Princeton: Princeton University Press, 1947.
- NONDEK, L. *Užití analýzy obalu dat ke stanovení benchmarků v EU ETS*. Mezinárodní konference 13. Emission Trading. 24. března 2010, Novotel Praha.
- NONDEK, L., SMUTNÝ, M. Mathematical clustering integrated with SWOT analysis as a tool for design of sustainable development strategy. *Int. J. Sustain. Devel. Plann.*, 2011 (v redakčním řízení).
- O'RIORDAN, T., RAYNER, S. Risk management for global environmental change. *Global Environmental Change*, 1991, Vol. 1, Issue 2, p. 91–108.
- PEREIRA, A., DUARTE, P., REIS, L. P. *An integrated ecological modelling and decision support methodology* [online]. c2007 [cit. 2010]. Dostupné z: <<http://repositorio-aberto.up.pt/bitstream/10216/352/2/An%20Integrated%20Ecological%20Modelling%20and%20Decision%20Support%20Methodology%20.pdf>>.
- PEREIRA, C. A. B., STERN, J. M. Model selection: Full Bayesian approach. *Envirometrics*, 2001, Vol. 12, p. 559–568.
- RAYNER, S. *Prediction and Other Aproaches to Climate Change, in Prediction, Science, Decision Making and the Future of the Nature*. Washington D.C.: Island Press, 2006.
- SAATY, T. L. *The Analytic Hierarchy Process*. New York: McGraw Hill, 1980.
- SAATY, T. L. Fundamentals of the Analytic Network Process. *Proceedings of the ISAHP*. ISAHP, Kobe, Japan, 1999.
- SAATY, T. L. *Decision making in complex environments: the Analytic Network Process for decision making with dependence and feedback*. Proceedings of the ISAHP. ISAHP, Pittsburgh, PA, 2009.
- SARKIS, J., WEINRACH, J. Using data Envelopment Analysis to Evaluate Environmentally Conscious Waste Treatment Technology. *J. Cleaner Production*, 2001, Vol. 9, Issue 5, p. 417–427.

- SEIP, K. L., WENSTØP, F. *A Primer on Environmental Decision-Making, An Integrative Quantitative Approach*. New York: Springer Science, 2006.
- SEPPELT, R., RICHTER, O. „It was an artefact not the result“: A note on systems dynamic model development tools. *Environment Modelling and Software*, 2005, Vol. 20, Issue 12, p. 1 543–1 548.
- SHUMWAY, R. H., STOFFER, D. S. *Time series analysis and its applications with R examples*. 2nd ed. New York: Springer, 2006.
- SCHICHL, H. *Mathematical Modeling and Global Optimization, Habilitationsschrift* [online]. c2010. Dostupné z: <<http://www.mat.univie.ac.at/~herman/papers.html>>.
- SCHWARTZ, J., MARCUS, A. Mortality and air pollution in London: a time series analysis. *Am. J. Epidemiol*, 1990, Vol. 131, Issue 1, p. 85–194.
- SCHWARZ, G. E. Estimating the dimension of a model. *Annals of Statistics*, 1978, Vol. 6, Issue 2, p. 461–464.
- STEWART, R. T. *Uncertainty, Judgment and Error in Prediction, in Prediction, Science, Decision Making and the Future of the Nature*. Washington D.C.: Island Press, 2006.
- TROCHIM, W. M. K. An introduction to concept mapping for planning and evaluation. *Evaluation and Program Planning*, 1989, Vol. 12, p. 1–16.
- TROCHIM, W. M. K., LINTON, R. Conceptualization for planning and evaluation. *Evaluation and Program Planning*, 1986, Vol. 9, Issue 4, p. 289–308.
- TROCHIM, W. M. K. *An Introduction to Concept Mapping for Planning and Evaluation* [online]. c2007 [cit. 2010]. Dostupné z: <www.socialresearchmethods.net/research/epp1/epp1.htm>.
- UK DTLR. *Multi Criteria Analysis: A Manual* [online]. Department for Transport, Local Government and the Regions, UK. c2001 [cit. 2010]. Dostupné z: <http://www.cfoa.org.uk/10437?not_logged_in=true>.
- US EPA. *Guidelines for Preparing Economic Analysis* [online]. United States Environmental Protection Agency, US EPA 240-R-00-003. c2000 [cit. 2010]. Dostupné z: <<http://yosemite.epa.gov/ee/epa/eed.nsf/webpages/Guidelines.html>>.
- VINCKE, P. *Multi-criteria Decision-Aid*. Chichester: John Wiley, 1992.
- VISCOVERY SOFTWARE GMBH. *Viscovery Somine 5.2 software* [online]. Viscovery software GmbH, Vienna [cit. 2010]. Dostupné z: <<http://www.viscovery.net/somine/>>.
- WARD, J. H. Hierarchical grouping to optimize an objective function. *Journal of the American Statistical Association*, 1963, Vol. 58, Issue 301, p. 236–244.
- WEI, J. Least squares fitting of an elephant. *Chemtech*, 1975, Vol. 5, p. 128–130.
- WEIDLICH, W. *Sociodynamics, A systmatic approach to mathematical modelling in the social sciences*. Mineola, New York: Dover Publications Inc., 2000.
- WEIHRICH, H. *Long Range Planning*, 1982, Vol. 15, Issue 2, p. 54–66.
- YOUNG, F. W., VALERO-MORA, P. M., FRIENDLY, M. *Visual Statistics, Seeing Data with Dynamic Interactive Graphics*. New York: J. Wiley Inc., 2006.

3 Aplikace matematických modelů v oblasti ochrany ovzduší a klimatu

Ing. Vladislav Bízek, CSc. (Technologické centrum AV ČR)

Mgr. Jan Mertl (CENIA)

3.1 Úvod

Ochrana kvality ovzduší a ochrana klimatu patří mezi zásadní politické priority v environmentální oblasti nejen na národní, ale i evropské a globální úrovni. V České republice nejsou dlouhodobě na rozsáhlých částech území dodržovány stanovené limitní hodnoty pro koncentrace suspendovaných částic velikostní frakce PM_{10} a troposférického ozónu v ovzduší. Redukční závazek na emise skleníkových plynů přijatý na konferenci v Kjótu Česká republika s velkou rezervou splní, měrné emise skleníkových plynů na obyvatele má v důsledku energeticky náročnější ekonomiky vyšší než činí evropský průměr (CENIA, 2009; MŽP, ČHMÚ, 2005; ENVIROS, 2007).

Kapitola je zaměřena na **modelové nástroje v oblasti managementu kvality ovzduší, modelování klimatu a emisí skleníkových plynů**. V souladu se současnými trendy je věnována zvýšená pozornost modelům a modelovým systémům zahrnujícím současně znečištění ovzduší a emise skleníkových plynů (integrováný přístup).

Hlavním cílem této kapitoly je napomoci k vyššímu využití modelových nástrojů pro potřeby monitoringu a ochrany ovzduší a pro efektivní aplikaci opatření k mitigaci a adaptaci ke změně klimatu. Mezi dílčí cíle příspěvku patří:

- **stručně popsat možnosti využití modelových nástrojů** v oblasti posuzování a řízení kvality ovzduší a v oblasti zmírňování dopadů změny klimatu,
- **podat základní informaci o modelech, které jsou v zahraničí standardním způsobem využívány** (ve vybraných případech jsou prezentovány příklady výsledků),
- **vytvořit přehled aplikace popisovaných modelů v České republice,**
- **naznačit limity aplikace modelů.**

Kapitola je přednostně zaměřena na modely a modelové systémy aplikované v Evropské unii, zabývá se však také (i když méně podrobně) relevantními aktivitami jiných mezinárodních organizací a uskupení (OECD, UNEP, Světová banka).

3.2 Využití a klasifikace modelů v oblasti ochrany ovzduší

3.2.1 Klasifikace a charakteristiky modelů

Matematické modely a modelové systémy jsou v oblasti posuzování a řízení kvality ovzduší využívány k následujícím úkolům:

- odhad vývoje (projekce) emisně relevantních ekonomických aktivit (těžba surovin, výroba a spotřeba energie, osobní a nákladní doprava, průmyslové a zemědělské aktivity, užívání rozpouštědel apod.),
- formulace emisních scénářů a výpočet emisních projekcí (na základě projekcí emisně relevantních ekonomických aktivit),
- formulace strategií omezování emisí látek znečišťujících ovzduší (vývoj emisí a jejich omezování v daném časovém horizontu),
- výpočet „osudu“ emisí znečišťujících látek v atmosféře (rozptyl a transport v atmosféře, chemické reakce v atmosféře, vznik sekundárních znečišťujících látek – troposférického ozónu a sekundárních aerosolů),
- přímé a nepřímé dopady znečišťujících látek na lidské zdraví (zkrácení očekávané doby dožití) a na vegetaci a ekosystémy (acidifikace a eutrofizace),
- odhad nákladů na omezování emisí znečišťujících látek (pro zvolený scénář),
- optimalizační výpočty (hledání maximálního environmentálního efektu při minimálních nákladech na omezování emisí),
- posouzení dosažitelnosti environmentálních cílů (emisní limity, cílové emisní limity, dlouhodobé emisní cíle, národní emisní stropy),
- cost-benefit analýzy (pro zvolený scénář nebo strategii).

Matematické modely v oblasti ochrany ovzduší jsou formulovány jako **modely dílčí** (např. aktivní model, emisní model či imisní model), **modely kombinované** (obvykle emisně-imisní model) nebo **modely komplexní, popisující celý cyklus hnací síla–tlak–stav–dopad–odezva (DPSIR)**, složené z několika modelů dílčích – propojených buď **on-line** nebo (častěji) **aplikovaných sekvenčně**, tak, že výstup z jednoho dílčího modelu je vstupem do dalšího dílčího modelu.

Příkladem komplexního modelu ochrany ovzduší aplikovaného sekvenčně může být následující obecný postup:

- výstupy z energetického, dopravního a zemědělského modelu (aktivity) jsou dosazeny do emisního modelu, kde jsou pomocí příslušných emisních faktorů (emisních funkcí) vypočítány emise znečišťujících látek (dle konceptu DPSIR vztah hnací síla–tlak),
- výstupy z emisního modelu jsou dosazeny do imisního modelu a jsou vypočítány výsledné koncentrace primárně emitovaných znečišťujících látek

- a případně také koncentrace sekundárních polutantů (troposférický ozón, sekundární aerosoly) v atmosféře (dle konceptu DPSIR vztah tlak–stav),
- na základě koncentrací znečišťujících látek v ovzduší jsou dalším modelem odhadnuty dopady znečištění ovzduší na lidské zdraví (suspendované částice a troposférický ozón) a vegetaci a ekosystémy (acidifikace, eutrofizace a troposférický ozón); dle konceptu DPSIR vztah stav–dopad,
 - dopady jsou konfrontovány se stanovenými cíli a rozdíl mezi odhadnutými dopady a stanovenými cíli je minimalizován pomocí optimalizačního modelu za současné minimalizace nákladů nutných k dosažení stanovených cílů (případně je dále možné vyjádřit pomocí dalšího modelu přínosy omezení znečištění finančně a porovnat je s náklady nutnými k omezení znečištění – cost-benefit analýza); dle konceptu DPSIR vztah dopad–odezva.

3.2.1.1 Aktivitní modely

Základem pro modelování kvality ovzduší jsou modely ekonomických aktivit (ekonomických sektorů), které představují zátěže ovzduší. Výsledky těchto modelů jsou vstupy pro emisní a následně imisní (disperzní) modely. Kvalita výstupů tohoto typu modelů je základním předpokladem pro tvorbu směrodatných projekcí znečištění ovzduší. Problémem a úskalím aktivitních modelů je, že jejich výsledky závisí na obtížně predikovatelném makroekonomickém vývoji a také na nastavení sektorových koncepcí (politik), které svými opatřeními vývoj sektorů ovlivňují.

3.2.1.2 Emisní modely

Tento typ modelů je založen na předpokladu, že produkce emisí má explicitně popsatelnou (často lineární) závislost na emisně relevantních charakteristikách ekonomických sektorů (např. spalovací procesy). K popisu vztahů mezi aktivitou a emisemi se používají empiricky stanovené emisní faktory. Emisní modely mohou poskytovat údaje o produkci emisí v široké škále měřítka – např. od jednotlivých ulic (modely emisí z dopravy) až po národní/globální úroveň (celkové emise skleníkových plynů).

Základní princip **emisních modelů** je možné popsat tímto jednoduchým vztahem:

$$\text{emise} = \text{aktivita} \times \text{emisní funkce} \quad (1)$$

kde emisní funkce může být buď konstantní (emisní faktor), nebo funkcí dalších proměnných (např. rychlosti, naloženosti či sklonu komunikace v případě mobilních zdrojů znečišťování ovzduší).

3.2.1.3 Imisní modely

V současné době je k dispozici široká škála **imisních modelů**, které lze rozdělit do čtyř kategorií:

- statistické,
- analytické,
- eulerovské,
- lagrangiánské.

Statistické modely jsou založeny na interpretaci výsledků měření a pozorování. K dispozici je široká škála statistických metod, například regrese, neuronové sítě nebo stochastické modely. Tato kategorie modelů není vhodná pro posuzování scénářů, protože nezohledňuje kauzální vztahy mezi emisemi a koncentracemi znečišťujících látek v ovzduší.

Analytické modely jsou založeny na řešení rovnic, aproximujících chemické procesy, transport a difúzi znečišťujících látek v ovzduší. Typickým příkladem je Gaussovský model, který předpokládá, že turbulentní disperze (rozptyl) může být popsána pomocí Gaussovské distribuce. Modely tohoto typu jsou užívány poměrně často, protože poskytují dobré odhady koncentrací znečišťujících látek zapříčiněných jak stacionárními zdroji, tak i dopravou. Mezi další modely tohoto typu patří modely „well-mixed-box“ či jiné ne-gaussovské analytické modely, které používají podrobnější popis disperzních procesů.

Eulerovské modely jsou nejčastěji užívány pro modelování na lokální a regionální úrovni. Rovnice popisující transport, chemismus a fyzikální procesy v atmosféře se řeší pro regulární fixované body v prostoru. Eulerovský grid může být založen buď na geografických koordinátách (šířka a délka) nebo na místních koordinátách (vzdálenost). Pro městské (lokální) aplikace je typická velikost gridu 1 až 5 km, pro regionální aplikace pak 10 až 50 km. Eulerovské modely s vysokým rozlišením mohou pracovat s gridy na úrovni jednotek metrů a jsou proto vhodné k popisu „hot spotů“.

Lagrangiánské modely využívají, jakožto referenčního rámce, popis trajektorií rozptylu jednotlivých látek v ovzduší. Některé modely se omezují pouze na simulaci rozptylu primárních znečišťujících látek, ty pokročilejší jsou schopny simulovat vznik sekundárních znečišťujících látek (přízemního ozónu a sekundárních částic, vznikajících z plynných prekurzorů) s tím, že do kategorie sekundárních částic jsou obvykle zahrnuty pouze částice anorganické povahy (nejčastěji síran amonný a dusičnan amonný).

3.3 Modelování klimatu a emisí skleníkových plynů

3.3.1 Klasifikace a charakteristiky klimatických modelů

Klimatické modely lze, dle složitosti, rozdělit do **tří kategorií**:

- globální vysoce komplexní klimatické modely s vysokým rozlišením typu AOGCMs (Atmosphere-Ocean General Circulation Models),
- jednodušší klimatické modely s nižším rozlišením typu EMIC (Earth System Models of Intermediate Complexity),
- jednoduché klimatické modely s nízkým rozlišením, které počítají základní klimatické charakteristiky (průměrnou koncentraci skleníkových plynů v atmosféře při daném emisním scénáři, průměrnou teplotu a průměrnou výšku hladiny moří) pouze na globální úrovni bez bližšího územního rozlišení.

Aktuální informace o klimatických modelech jsou uvedeny ve Čtvrté hodnotící zprávě, zpracované Pracovní skupinou I, v kapitole 8: Climate Models and their Evaluation¹² (Randall et al., 2007; Forster et al., 2007). V Randall et al. (2007) je posouzeno 23 komplexních modelů typu AOGCM a 8 jednodušších modelů typu EMICs.

V rámci Mezivládního panelu pro klimatickou změnu (IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change¹³) se problematice modelování věnuje Pracovní skupina I (Working Group I: The Physical Science Basis of Climate Change¹⁴).

Pro modelování klimatu ve velkoprostorovém měřítku se používají výstupy **globálních klimatických modelů** (General Circulation Model, GCM). **První GCM** pracovaly s pevně zadanými teplotami povrchu oceánů z klimatologických pozorování. Jejich výhodou byla dobrá shoda modelových a pozorovaných klimatických charakteristik, jejich chování však neodpovídalo vlastnostem reálného klimatického systému (velmi rychlá reakce na změnu výchozích podmínek). **Další fázi vývoje** byly klimatické modely se směšovací vrstvou v oceánu, kde je atmosférický model propojen s velmi zjednodušeným modelem oceánu, popisujícím procesy v oceánu do hloubky 40–80 metrů. Tyto modely berou v úvahu tepelnou kapacitu povrchové vrstvy oceánu, ovšem nikoliv dynamiku oceánských vod. V 90. letech se pro studie změny klimatu začaly používat modely, ve kterých je **model atmosféry propojen s trojrozměrným modelem oceánu**. Ten již bere v úvahu oceánskou cirkulaci v trojrozměrném měřítku – tj. včetně vertikálních a hlubinných proudů.

12 Viz http://ipcc-wg1.ucar.edu/Report/AR4WG1_Print_Ch08.pdf

13 IPCC: <http://www.ipcc.ch>

14 Viz <http://ipcc-wg1.ucar.edu/>

Pro tyto modely se používá označení spojené modely atmosféra–oceán (AOGCM).

V současné době používané GCM mají **tři základní modelové složky** – atmosféru, oceán a kryosféru. Atmosférická složka GCM obsahuje část **dynamickou** (pohybové rovnice, transport hmoty suchého vzduchu a vodní páry, přeměny energie ve velkém měřítku), **fyzikální** (radiační schémata popisující přenos krátkovlnné sluneční radiace a emise a absorpci dlouhovlnné radiace v systému, vznik a rozložení oblačnosti, atmosférické srážky a uvolňování latentního tepla) a **doplňkovou** (přenos hmoty, hybnosti a zjevného a latentního tepla mezi atmosférou, zemským povrchem a oceány, topografie zemského povrchu, typy vegetace atd.). Tato složka je propojena s trojrozměrným modelem oceánu, který uvažuje oceánskou cirkulaci i jeho vertikální strukturu.

Dynamické jádro atmosférického modelu tvoří soustava šesti rovnic, vycházející ze základních fyzikálních zákonů zachování hmoty, energie a hybnosti. Jedná se například o druhý Newtonův zákon (rovnice pro změnu hybnosti) v horizontální rovině, stavovou rovnici ideálního plynu nebo rovnici kontinuity. Tyto rovnice však část fyzikálních jevů probíhajících v atmosféře nezachycují, jako například ohřev atmosféry radiací, vznik srážek a oblačnosti velkých měřítek, konvekci a konvektivní srážky nebo procesy na zemském povrchu (například výpar z rostlin). Měřítko těchto procesů je menší, než je krok výpočetní sítě modelu, nebo jejich mechanismus vzniku není dostatečně známý, aby byl explicitně matematicky zachycen. Tyto procesy je nutné tzv. **parametrizovat** – tj. v rovnicích (numerickém řešení) přímo zachytit jejich efekt. V parametrizacích se používají jak diagnostické (parametrizované) veličiny, tak i proměnné prognostické, zastoupené v numerickém řešení (například vlhkost vzduchu, rychlost proudění).

Výstupy GCM jsou udávány **v horizontální síti uzlových bodů** v několika vertikálních hladinách. Modelový povrch je rozdělen na oceán a pevninu. U současných modelů představuje horizontální vzdálenost uzlových bodů několik stovek km, obvykle 200–300 km. Tato vzdálenost představuje tzv. horizontální rozlišení modelu. Ve vertikálním směru jsou modely počítány v několika vertikálních hladinách, aktuální modely mají i více než 10 hladin. Oblast (gridbox), reprezentovaná určitým uzlovým bodem, je pro potřeby modelu homogenní, tj. má jeden typ vegetace, půdy, reliéfu, jednu (střední) nadmořskou výšku atd. Klimatický model dává pro výpočetní čtverec jednu hodnotu klimatické veličiny. V případě fyzikálních procesů v měřítcích menších než je rozlišení modelu, jsou diferenciace klimatu uvnitř jednoho čtverce výpočetní sítě pod rozlišovací schopnosti modelu (model je „nevidí“).

Pro potřeby studia dopadů změny klimatu v rámci jednotlivých zemí a jednotlivých regionů je nezbytné daleko větší rozlišení, než GCM modely nabízejí. K získání této informace se využívá tzv. **downscaling** (zmenšování měřítka). Downscaling

zahrnuje především regionální klimatické modely, tzv. time-slice experimenty, statistický downscaling a stochastické generátory. Jelikož těmito metodami je vnášeno do modelovaného systému více předpokladů a matematických abstrakcí, jsou výstupy downscalingu méně spolehlivé než globální klimatické modely.

Regionální klimatické modely představují tzv. dynamický downscaling. Jedná se o matematické modely přizpůsobené regionálním podmínkám a sledující atmosférické procesy v menších prostorových měřítcích. Regionální model je „nadstavba“ globálních modelů, výsledky GCM vstupují do regionálních modelů formou okrajových podmínek. V současnosti se pracuje na modelech s rozlišením 25 a 10 km. V České republice se v současnosti používá regionální model (RCM) ALADIN-Climate/CZ.

Time-slice experimenty slouží k dosažení vyššího rozlišení GCM, aniž by byly výrazně navýšeny nároky na výpočetní techniku. Metoda spočívá v prolnutí dvou běhů klimatického modelu – prvního na delší období (např. 100 let) s menším rozlišením, druhého na kratší období (např. posledních 20 let stoletého období) s vyšším rozlišením. Výsledky prvního běhu se použijí do druhého jako okrajové (výchozí) podmínky, čímž se eliminuje nepřesnost GCM s vyšším rozlišením.

Statistický downscaling využívá schopnosti globálních modelů popsat velkoprostorové procesy (a pole veličin) ve volné atmosféře lépe než lokální přízemní proměnné. Tato metoda hledá statistické vztahy mezi výsledky GCM (tzv. prediktory) a veličinami, které jsou potřebné pro studie dopadů klimatických změn, ale nejsou přesně a s dostatečným rozlišením popsány globálními modely – tzv. prediktanty. V druhém kroku jsou nalezené vztahy uplatněny na prediktory v kontrolním běhu GCM a srovnány s pozorovanými daty (validace). Ve třetím kroku se použije experimentální běh GCM na zvýšené koncentrace skleníkových plynů (prognóza) a analogicky se vypočtou požadované hodnoty klimatických prvků.

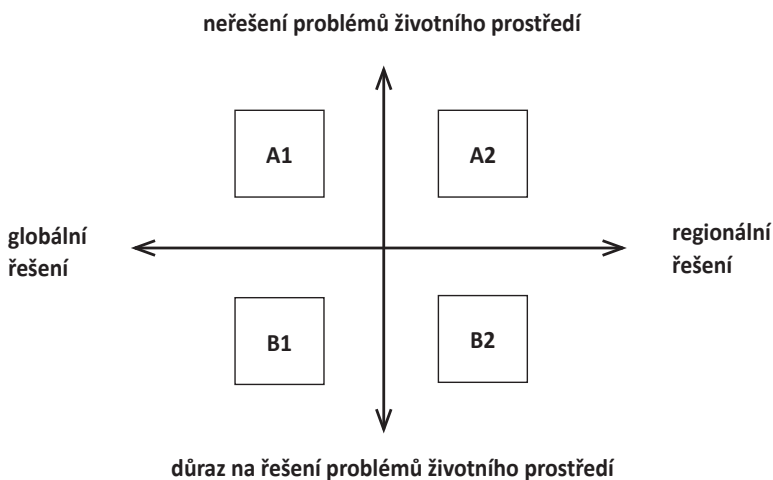
Stochastické generátory jsou založeny na matematickém modelu, který reprezentuje statistické charakteristiky chování meteorologických prvků v čase a prostoru. Rovnice modelu zahrnují jeden náhodný člen, parametry bývají odhadnuty z pozorovaných dat. Model je nastaven tak, aby nejdůležitější statistické charakteristiky byly modelem co nejlépe reprodukovány. S použitím modelu a generátoru (pseudo) náhodných čísel lze vytvářet syntetické řady klimatických prvků, jejichž statistické charakteristiky jsou podobné pozorované řadě.

3.3.2 Emisní scénáře

Při posuzování dopadů antropogenních vlivů na klima pomocí GCM je zásadní odpovědět na otázku, jakým způsobem se budou vyvíjet emise skleníkových plynů a jejich koncentrace v atmosféře, a tedy rovněž, jakým směrem se bude ubírat

vývoj lidské společnosti. Za tímto účelem byl vytvořen IPCC systém variantních emisních scénářů podle různých směrů vývoje světa. Scénáře jsou označovány zkratkou SRES (IPCC Special Report on Emission Scenarios). SRES systém tvoří čtyři hlavní skupiny scénářů (viz Obr. 3.1).

Obr. 3.1 Emisní scénáře SRES dle IPCC



Zdroj: IPCC

Scénáře A předpokládají důraz na ekonomický a technologický rozvoj, scénáře B předpokládají jako jednu z priorit trvale udržitelný rozvoj a řešení environmentálních otázek. **Scénář A1, považovaný za nejpravděpodobnější**, popisuje svět s velmi rychlým růstem ekonomiky a vývojem nových technologií. Předpokládá růst populace do roku 2050 a pak její pozvolný pokles. Tato skupina se dělí na 3 podskupiny dle převažujícího zdroje energie **A1F1** – intenzivní používání fosilních paliv, **A1T** – bez fosilních paliv a **A1B** – rovnováha ve využívání všech zdrojů energie. **Scénář A2** popisuje velmi různorodý svět, kde ekonomický rozvoj je výrazně regionálně orientován. Celkový růst HDP a technologické změny jsou pomalejší než u scénářů A1 a B1. Scénář předpokládá vysokou porodnost v některých regionech světa a růst počtu obyvatel až na 15 miliard do roku 2100.

Scénář B1 vychází z představy konvergentního, stmelujícího se světa. Předpokládá rychlý rozvoj informatiky, služeb a zavádění „čistých“ účinných technologií. Důraz klade na globální řešení ekonomických a sociálních problémů a na ochranu životního prostředí. Vývoj HDP jde střední cestou. Počet obyvatel na Zemi dosáhne svého maxima uprostřed 21. století (8,7 miliard), poté začne klesat na úroveň 7 miliard na konci 21. století. **Scénář B2** popisuje svět, kde je důraz kladen na místní

ekonomiku a trvale udržitelný rozvoj. Nárůst populace je nižší než v A2 a ekonomický pokrok pomalejší než v A1 a B1.

3.4 Integrovaný přístup k ochraně ovzduší a klimatu

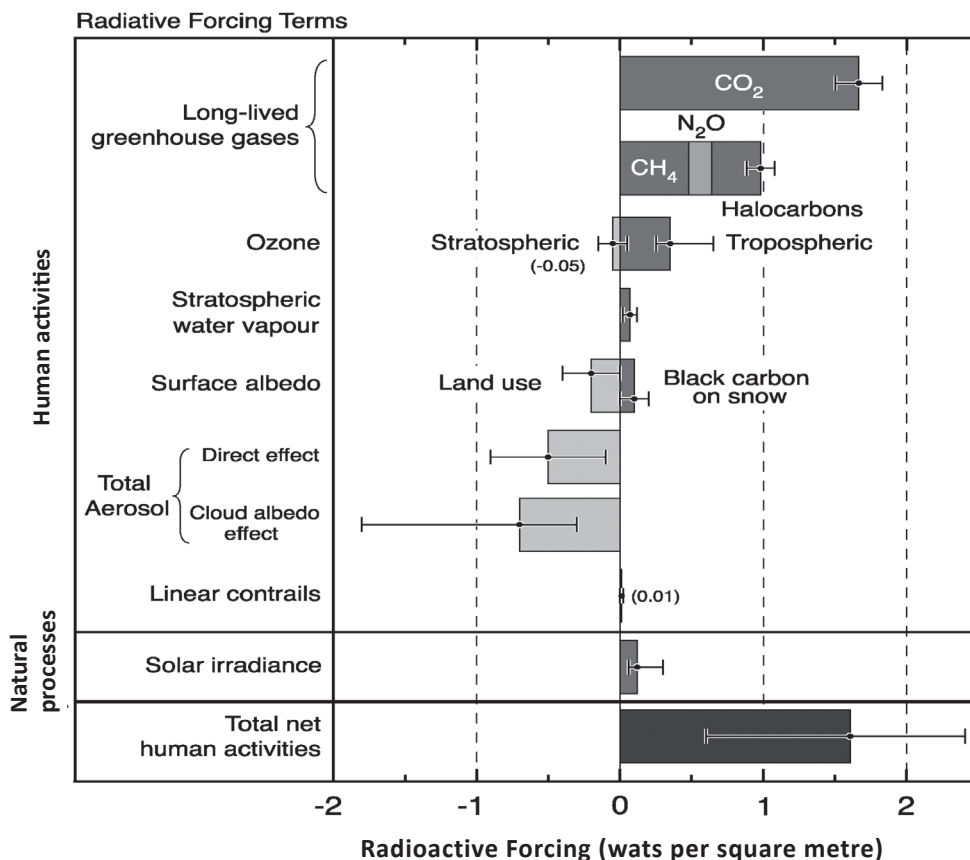
V současné době se také v oblasti modelování stále výrazněji projevuje integrovaný přístup k ochraně ovzduší a ochraně klimatu, který sleduje interakce mezi látkami znečišťujícími ovzduší a skleníkovými plyny jak z hlediska zdrojů emisí (tlak), tak z hlediska dopadu a odezvy.

Ještě v nedávné době byly obě problematiky všeobecně považovány (a v řadě případů dosud jsou považovány) za vzájemně nezávislé a byly řešeny samostatně jak na úrovni strategií a politik, tak na úrovni konkrétních praktických opatření k jejich řešení.

V současné době však na základě rozvoje poznání sílí na globální (OSN), regionální (Evropská unie) i národní (USA, Čína, Japonsko, Indie) úrovni **trend integrovaného přístupu k ochraně ovzduší a klimatu**, a to z následujících důvodů:

1. Emise skleníkových plynů – oxidu uhličitého, metanu a oxidu dusného – i emise hlavních látek znečišťujících ovzduší – suspendovaných částic, oxidu siřičitého, oxidů dusíku, těkavých organických látek (VOC), polycyklických aromatických uhlovodíků (PAH) a amoniaku **mají původ v podobných kategoriích zdrojů** (spalování fosilních paliv ve stacionárních a mobilních zdrojích, průmyslové a zemědělské aktivity), jsou tedy emitovány společně.
2. **Některé látky znečišťující ovzduší** (zejména aerosoly a troposférický ozón) **ovlivňují také energetickou bilanci klimatického systému a přispívají tak ke změnám klimatu**. Některé (podobně jako skleníkové plyny) zadržují terestrickou radiaci a oteplují tak zemský povrch, některé působí protichůdně (viz Obr. 3.2).
3. **Řada opatření k omezení emisí skleníkových plynů vede také k omezení znečišťování ovzduší** (zejména úspory energie a její efektivnější využití, nespalovací obnovitelné a alternativní zdroje), jiná opatření k ochraně klimatu jsou z hlediska vlivu na kvalitu ovzduší neutrální či dokonce kontraproduktivní (určité způsoby využití biomasy a biopaliv – zejména spalování v zařízeních, která nejsou pro spalování biomasy určena, nebo preference vozidel s diesellovými motory před vozidly benzinovými).
4. Z dosavadních studií vyplývá, že s využitím integrovaného přístupu k ochraně ovzduší a klimatu lze dosáhnout **stejných efektů při vynaložení výrazně nižších nákladů**, než které by byly nutné v případě separovaného přístupu.

Obr. 3.2 Vliv jednotlivých faktorů na energetickou bilanci klimatického systému



Zdroj: IPCC (4th Assessment Report)

Aktuální stav poznání v oblasti integrovaného přístupu byl prezentován na světové konferenci "Air Pollution and Climate Change: Developing a Framework for Intergated Co-benefits Startegies" (Stockholm 17.–19.9.2008), konané organizací Global Atmospheric Pollution Forum pod záštitou UN ECE, UNEP a CLRTAP. Obdobné konference byly konány na úrovni Evropské unie v roce 2008 ve Štrasburgu a v roce 2009 v Goteburgu.

3.5 Přehled nejvýznamnějších modelů v oblasti ochrany ovzduší

3.5.1 Aktivitní modely

POLES

Model **POLES** (Prospective Outlook on Long-term Energy Systems) byl vyvinut na Univerzitě Pier-Mednes-France v Grenoblu. **Základním využitím modelu POLES je simulace vývoje globálního energetického systému.** Model POLES poskytuje roční data pro následující položky:

- detailní dlouhodobý (2030) výhled světové energetiky včetně projekcí spotřeby, výroby a ceny energetických komodit pro hlavní regiony,
- náklady na omezení emisí oxidu uhličitého pro regiony,
- analýzy systémů obchodování s emisemi za různých tržních podmínek a pravidel,
- scénáře technologických inovací,
- analýzy nákladů technologického pokroku směřujícího k omezování emisí oxidu uhličitého,
- analýzy nákladů regulace emisí skleníkových plynů pro ekonomické sektory a jednotlivé státy.

Podrobné informace o modelu POLES lze nalézt na stránce: http://www.upmf-grenoble.fr/iepe/textes/POLES8p_01.pdf.

GEM-E3

Model GEM-E3 byl vyvinut mezinárodním konsorciem koordinovaným Centrem pro ekonomické studie univerzity Leuven za podpory Evropské komise. **Základní funkcí GEM-E3 je kvantifikovat dopady opatření na omezování emisí znečišťujících látek.** Evropský model pokrývá země EU27, Švýcarsko, 4 přistupující země a je postupně rozšiřován o další přidružené země. Pomocí modelu je možné postihnout interakce mezi ekonomikou, energetikou a životním prostředím, přičemž jsou brány v úvahu přírodní podmínky a dynamika sledovaných parametrů.

Detailní informace o modelu GEM-E3 lze nalézt na stránce <http://www.gem-e3.net>.

PRIMES

Model PRIMES byl vyvinut na National Technical University v Aténách¹⁵. Pomocí modelu je možné simulovat reakci spotřebitelů energie a uživatelů energetických systémů na různé scénáře ekonomického rozvoje a na vnější podmínky (omezení). **PRIMES simuluje rovnováhu mezi spotřebou a výrobou energie v členských státech Evropské unie.** Rovnováhu stanovuje tak, že hledá ceny energií takovým způsobem, aby nabídka odpovídala poptávce s tím, že jak výrobci, tak i spotřebitelé vždy reagují na změnu ceny.

Model PRIMES přispívá k tvorbě a vyhodnocování politik v následujících oblastech:

- standardní energetická politika (bezpečnost dodávek, strategie, ceny atd.),
- environmentální aspekty,
- cenová politika, daně, technologické standardy,
- nové technologie a obnovitelné zdroje,
- efektivnost na straně spotřeby,
- alternativní paliva,
- obchodování energiemi,
- evropská legislativa,
- decentralizace a liberalizace trhu s elektřinou,
- výroba elektřiny, distribuce plynu a rafinerie.

Podrobné informace o modelu PRIMES lze nalézt na stránce <http://www.e3mlab.ntua.gr>.

TIMER

Model TIMER (Targets Image Energy Regional Model) byl vyvinut Netherlands Environmental Assessment Agency¹⁶. **Hlavním cílem modelu TIMER je simulace vývoje energetických systémů v dlouhodobém horizontu včetně odhadu souvisejících emisí skleníkových plynů a emisí látek znečišťujících ovzduší.** Vstupem do modelu jsou makroekonomické scénáře, předpoklady o technologickém vývoji, energetické preference a data o obchodu s energetickými komoditami. Výstupem je odhad vývoje energetické náročnosti, cen paliv a významu „ne-fosilních“ způsobů výroby energie a s tím souvisejících emisí skleníkových plynů a znečišťujících látek.

Model TIMER rozlišuje 17 světových regionů, pět sektorů konečné spotřeby energie, sedm energetických sub-sektorů a deset energetických médií a počítá emise oxidu

15 NTUA: <http://www.ntua.gr>

16 MNP: <http://www.mnp.nl>

uhlíčitého, metanu, oxidu dusného, oxidu uhelnatého, oxidů dusíku, oxidu siřičitého a těkavých organických látek. Implementace strategií k omezování emisí oxidu uhlíčitého je zohledněna prostřednictvím cenových signálů (uhlíková daň).

Podrobný popis energetického modelu TIMER lze nalézt na stránce: <http://www.mnp.nl/en/dossiers/Climatechange/Models/index.html>. Emisní data do modelu TIMER a modelu IMAGE jsou přebírána z databáze EDGAR (Emission Database for Global Atmospheric Research – <http://www.mnp.nl/edgar>).

CAPRI

Model CAPRI byl vyvinut na Univerzitě v Bonnu¹⁷. **Hlavním cílem modelu CAPRI je simulovat jak regionální, tak i agregované dopady Společné zemědělské politiky a obchodních politik na evropský zemědělský sektor** (produkce zemědělských komodit, příjmy, trhy, obchod, vlivy na životní prostředí). Model CAPRI pokrývá země EU27 a Norsko. „Zásobovací (supply)“ modul pokrývá cca 250 regionů na úrovni NUTS2 nebo až 6 typů farem v regionu (celkem 1 000 modelů farma-region). „Tržní (market)“ modul zahrnuje 40 produktů a 40 zemí v 18 obchodních blocích.

Na webové stránce modelu CAPRI (<http://www.capri-model.org/docs>) je dostupná dokumentace k verzi modelu 2008.2. Více k modelu CAPRI, příp. k dalším zemědělským modelům, viz Kap. 5.2.

EUFASOM

Zemědělský model EUFASOM je „odzdola budovaný (bottom-up)“ dynamický, částečně rovnovážný model pro sektory zemědělství a lesnictví, který simuluje management využití území za podmínek politických, technologických a environmentálních změn. Model EUFASOM simuluje tržní rovnováhu v segmentech zemědělství, lesnictví a využívání energie z biomasy a prostřednictvím biofyzikálních simulačních modelů (EPIC/DNDC, OSCAR/DNDC) umožňuje simulovat široké spektrum environmentálních dopadů pro každou kategorii využití území. Model EUFASOM byl vyvinut Centrem pro mořský a atmosférický výzkum Univerzity v Hamburgu. Pokrývá státy EU27 a zhruba 28 mezinárodních regionů.

Detailní informace o modelu EUFASOM lze nalézt na stránce <http://lists.zmaw.de/mailman/listinfo/eufasom>. Detailní informace o modelu DNDC (DeNitrification-DeComposition) na stránce <http://www.dndc.sr.unh.edu> a o modelu EPIC (Erosion Productivity Impact Calculator) na stránce http://www.wiz.uni-kassel.de/model_db/mdb.epic.html a v Kap. 5.1.2.

¹⁷ Uni-Bonn: <http://www.uni-bonn.de>

TRENDS

Dopravní model TRENDS slouží k výpočtu transparentních, konzistentních a srovnatelných indikátorů odrážejících vliv dopravy na životní prostředí. Indikátory jsou počítány přímo z aktivitních dat a odrážejí potenciální změnu stavu složek životního prostředí určitým politickým opatřením nebo regulací. Modul silniční dopravy poskytuje data pro období 50 let (1970 až 2020) a pokrývá země EU15 s tím, že zohledňuje stáří vozového parku a roční proběh pro 113 kategorií vozidel. Výstupy z modelu TRENDS vstupují do modelu COPERT, který počítá emise ze silniční dopravy. Model pokrývá pouze státy E15 a výsledky pro Českou republiku proto nejsou k dispozici.

Podrobný popis environmentálně-dopravního modelu TRENDS lze nalézt na stránce http://air-climate.eionet.europa.eu/databases/TRENDS/index_html.

TREMOVE

Model TREMOVE byl vyvinut institucí Transport + Mobility Leuven a je vlastnictvím Evropské komise. **Hlavním cílem modelu TREMOVE je simulace vývoje dopravních systémů v Evropě.** Model TREMOVE je analytickým nástrojem, který posuzuje vliv dopravních a environmentálních politik na emise z dopravy. Model TREMOVE může simulovat, v zájmu získání podkladů pro nastavení parametrů dopravních politik (mýtné, ceny ve veřejné dopravě, emisní standardy, podpora „čistých“ vozidel), zejména poptávku na přepravu osob a zboží, modální posuny, obnovu vozidlového parku, vyřazování starých vozidel, či emise znečišťujících látek do ovzduší nebo „welfare“. Model TREMOVE zahrnuje jak osobní, tak i nákladní dopravu a pokrývá časové období 1995 až 2030. Z geografického hlediska pokrývá model 31 států (včetně České republiky) a 8 mořských oblastí.

Model TREMOVE zahrnuje všechny druhy dopravy – pozemní, vodní vnitrozemskou, námořní i leteckou. Emisní faktory a faktory spotřeby pohonných hmot pro silniční dopravu jsou převzaty z modelu COPERT s tím, že byla provedena řada modifikací. Aktivitní data (dopravní a přepravní výkony) a údaje o složení parku dopravních prostředků jsou dodávána jednotlivými státy.

Vstupem do modelu jsou dopravní (vozokilometry) a přepravní (osobokilometry a tunokilometry) výkony za rok na úrovni jednotlivých států; a to jednak reálné, jednak projekce pro roky 2010, 2020 a 2030. Výkony jsou rozděleny na jednotlivé kategorie dopravních prostředků (z hlediska druhu i emisního standardu).

Výstupem z modelu jsou spotřeby pohonných hmot a roční emise suspendovaných částic velikostní frakce PM_{10} , oxidů dusíku, oxidu uhelnatého, oxidu siřičitého, těkavých organických látek (VOC, NMVOC), oxidu uhličitého, metanu a oxidu dusného. Kromě emisí způsobených provozem dopravních prostředků a spotřeby pohonných

hmot za jednotku času jsou samostatným modulem počítány také emise vztažené k životnímu cyklu pohonných hmot („well-to-tank“ nebo „well-to-wheel“). Model rovněž umožňuje počítat potenciál tvorby troposférického ozónu (TOPF), což je vážený součet emisí oxidů dusíku, těkavých organických látek, oxidu uhelnatého a metanu.

Detailní informace o modelu TREMOVE lze získat na projektové stránce <http://www.tremove.org>. Nejnovější verzi modelu i příslušný manuál lze bezplatně stáhnout na webové stránce modelu TREMOVE <http://www.tremove.org/model/index.htm>.

3.5.2 Emisní modely

GEMIS

Model GEMIS (Global Emission Model for Integrated Systems) poskytuje informace o produkci emisí z těchto kategorií zdrojů:

- spotřeba fosilních paliv,
- výroba elektrické energie a tepla,
- materiálové toky,
- doprava.

Pro tyto hospodářské aktivity a zátěže životního prostředí model počítá se zohledněním celého životního cyklu paliv a surovin, emise znečišťujících látek (oxid siřičitý, oxidy dusíku, tuhé znečišťující látky, oxid uhelnatý, těkavé organické látky a halové prvky) a skleníkových plynů (oxid uhličitý, metan, oxid dusný, F-plyny). V České republice užívá model GEMIS společnost Cityplan spol. s r.o.¹⁸

Podrobné informace o modelu GEMIS lze získat na webové stránce <http://www.oeko.de/service/gemis>.

CACPS

Národní asociace agentur ochrany ovzduší (NACAA – National Association of Clean Air Agencies) vyvinula modelový nástroj **CACPS (Clean Air and Climate Protection Software)**, který umožňuje na různých úrovních (města a státy):

- počítat emisní inventury a emisní projekce pro znečišťující látky a skleníkové plyny,
- hodnotit účinnost opatření k omezování emisí,
- připravovat strategie a akční plány k omezení emisí znečišťujících látek a skleníkových plynů.

Podrobné informace o modelu CACPS lze najít na stránce <http://www.4cleanair.org>.

¹⁸ Cityplan: <http://www.cityplan.cz>

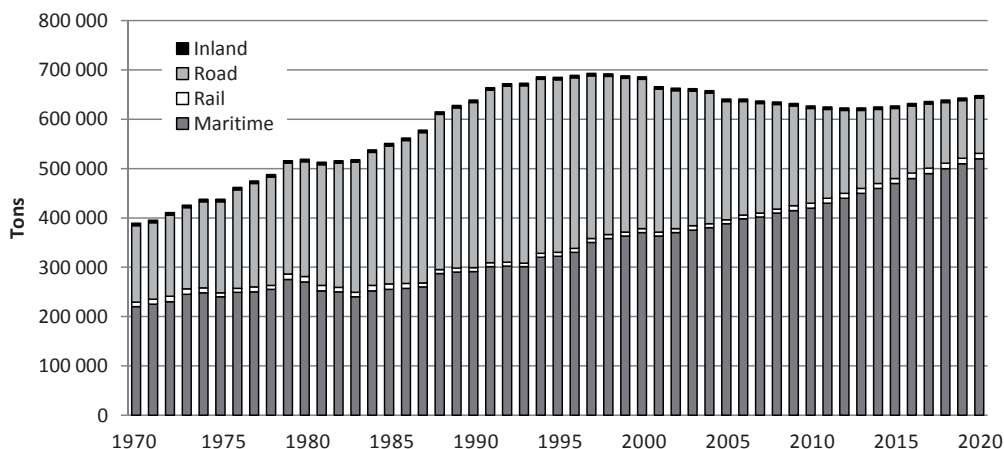
TRENDS

Model TRENDS slouží k simulaci dopravního systému a k inventarizaci a projekci emisí z dopravy. Model zejména hodnotí změny zátěží a stavu životního prostředí vyvolané aplikací určité politiky či konkrétního opatření. Modul silniční dopravy pracuje s časovým intervalem 50 let (1970 až 2020) a pokrývá země EU15 s tím, že zohledňuje stáří vozového parku a roční průběh pro 113 kategorií vozidel. Výstupy z modelu TRENDS vstupují do modelu COPERT, který počítá emise ze silniční dopravy.

Model TRENDS simuluje na základě inventarizace dopravních a přepravních výkonů emise oxidu uhličitého, oxidu uhelnatého, oxidů dusíku, těžkých organických látek (VOC) a suspendovaných částic PM. Model pokrývá pouze státy EU15, výsledky pro Českou republiku nejsou k dispozici.

Ukázka výsledků modelu TRENDS – emisní inventura a projekce emisí tuhých znečišťujících látek z dopravy v EU15 je uvedena na Obr. 3.3.

Obr. 3.3 Vývoj a projekce emisí tuhých znečišťujících látek z dopravy v EU15



Zdroj: Model TRENDS

Podrobný popis environmentálně-dopravního modelu TRENDS lze nalézt na stránce: http://air-climate.eionet.europa.eu/databases/TRENDS/index_html.

COPERT

Model COPERT byl vyvinut Laboratoří aplikované termodynamiky Aristotelovy univerzity v Soluni. Počítá emise znečišťujících látek ze silniční dopravy dle metodiky stanovení emisních faktorů uvedené v EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook (EEA, 2009).

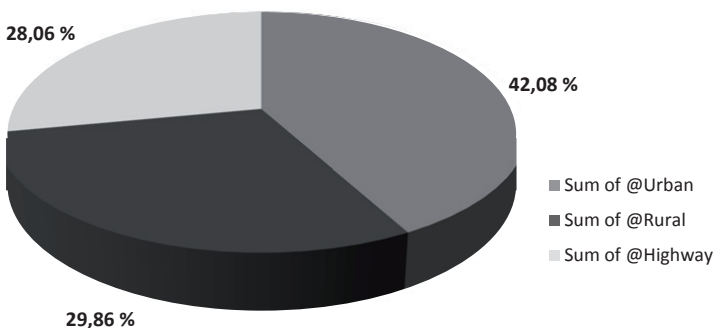
Vstupními daty modelu jsou údaje o dopravních výkonech a struktuře vozového parku v daném roce, včetně rozdělení dopravních výkonů mezi jednotlivé druhy a kategorie vozidel.

Model rozlišuje mezi městským, silničním a dálničním provozem a počítá, vedle „horkých“ a „studených“ emisí, také emise vzniklé odpařováním. Emise tuhých znečišťujících látek z otěrů pneumatik, brzd a povrchů komunikací naopak zohledněny nejsou.

Výstupem modelu jsou, vedle spotřeby pohonných hmot, zejména roční i měsíční údaje emisí znečišťujících látek a skleníkových plynů z dopravy. Jedná se o suspenzované částice velikostní frakce PM_{10} a $PM_{2,5}$ (pouze z výfukových systémů), oxidy dusíku, oxid uhelnatý, těkavé organické látky (VOC a NM VOC), oxid siřičitý, oxid uhličitý, amoniak, metan a těžké kovy (Pb, Cd, Cu, Cr, Ni, Se, Zn).

Ukázka výstupu z modelu COPERT je uvedena na Obr. 3.4, který znázorňuje příspěvek jednotlivých druhů silničních vozidel (městského, silničního a dálničního provozu) k emisím tuhých znečišťujících látek PM z výfukových systémů (pro Řecko za rok 2005).

Obr. 3.4 Rozdělení emisí tuhých znečišťujících látek z dopravy mezi městský, silniční a dálniční provoz (Řecko za rok 2005)



Zdroj: Model COPERT

Model COPERT je dostupný k volnému stažení na webové stránce <http://lat.eng.auth.gr/copert>, kde jsou rovněž k dispozici bližší informace. Model COPERT byl nově zahrnut do modelového systému EC4MACS (viz Kap. 3.5.5).

3.5.3 Imisní modely

MATCH

Model MATCH (Multi-scale Atmospheric Transport and Chemistry) byl vyvinut na Švédském meteorologickém a hydrologickém institutu. Jedná se o třírozměrný disperzní Eulerovský model, který může být aplikován v širokém rozsahu měřítek od měst až po globální horizont.

MATCH obsahuje moduly popisující emise látek do ovzduší, advektivní a turbulentní procesy v atmosféře a suchou i mokrou depozici. V závislosti na účelu využití mohou být přidány i dodatečné specifické moduly (chemické procesy, dynamika aerosolů). Meteorologická data jsou přebírána z třírozměrného numerického předpovědního modelu.

Informace o modelu lze nalézt na stránce <http://www.smhi.se/Research/Research-departments/Air-quality>.

TM5

Model TM5, vytvořený na Univerzitě v Utrechtu¹⁹, popisuje **na hemisférické úrovni změny v kvalitě ovzduší (ozón, suspendované částice) způsobené změnami v emisích prekurzorů**. Model TM5 je 3D atmosférický chemicko-transportní model, který umožňuje simulace ve vysokém prostorovém rozlišení.

Detailní informace o modelu TM5 lze nalézt na stránce <http://phys.uu.nl/~TM5>.

EMEP

Model EMEP byl vyvinut v Meteorologickém institutu v Norsku a je používán v rámci Programu pro monitoring a hodnocení dálkového přenosu znečišťujících látek v ovzduší (EMEP), který byl zřízen jako jeden z výsledků implementace prvního protokolu k Úmluvě EHK OSN o dálkovém přeshraničním znečišťování ovzduší (CLRTAP). Model slouží k posuzování vztahu mezi emisemi tuhých znečišťujících látek, oxidu siřičitého, oxidů dusíku, těkavých organických látek (VOC) a amoniaku a koncentracemi těchto látek v ovzduší. Model rovněž hodnotí úroveň depozic sloučenin síry a dusíku v Evropě.

Eulerovský model EMEP je vícevrstvý atmosférický disperzní model pro simulaci dálkového víceletého transportu znečištění ovzduší. Model pracuje s 20 vertikálními vrstvami v s-koordinátách a je primárně určen pro použití v horizontálním

¹⁹ UU: <http://www.uu.nl>

rozlišení 50 x 50 km v polární stereografické síti EMEP. V současné době je model rozšiřován tak, aby v malém rozlišení 150 x 150 km pokryl celou severní hemisféru a zároveň v podstatně menším gridu 5 x 5 km sloužil jako disperzní model pro Evropu. Omezení modelu z hlediska horizontálního rozlišení jsou obvykle spojena s dostupností synoptických meteorologických dat.

Detailní informace o modelu EMEP lze nalézt na stránce: <http://www.emep.int/OpenSource/index.html>.

ECOSENSE

Model ECOSENSE byl vyvinut Univerzitou Stuttgart (Institut pro energetické hospodářství a efektivní využívání energie). Model slouží k hodnocení dopadu emisí z energetických zdrojů (výroba elektřiny a tepla, dopravní procesy) na lidské zdraví, vegetaci, budovy a ekosystémy. Poslední verze obsahuje také analýzu dopadů emisí skleníkových plynů. Model pokrývá „klasické“ znečišťující látky – primární částice, oxid siřičitý, oxidy dusíku, nemetanické těkavé organické látky (NMVOC) a významné těžké kovy. Vstupy do modelu jsou emise uvedených znečišťujících látek a skleníkových plynů a parametry energetického zdroje (lokalizace, užitá technologie). Výstupy z modelu zahrnují koncentrace sledovaných látek v ovzduší, fyzické dopady expozice lidí atmosférickému znečištění a konečně finanční ohodnocení dopadů na lidské zdraví, úrodu, budovy a ekosystémy.

Dopady jsou počítány v lokálním (okruh 50 km od zdroje, gridy 10 x 10 km), regionálním (Evropa, gridy 50 x 50 km) a hemisférickém měřítku (gridy 100 x 100 km). Model pracuje s ročními průměrnými koncentracemi znečišťujících látek a neumožňuje odhad trendů či výpočet projekcí. Základní geografický záběr zahrnuje Evropu včetně severní Afriky, model však může být využit i pro jiné regiony, například Brazílii, Čínu nebo Rusko.

Podrobné informace o modelu ECOSENSE a jeho zjednodušenou verzi k bezplatnému stažení lze nalézt na webové stránce http://ecoweb.ier.unistuttgart.de/ecosense_web/ecosensele_web/frame.php.

CHIMERE

Model CHIMERE je chemický transportní model, který umožňuje počítat denní koncentrace ozónu, aerosolů a dalších znečišťujících látek (oxid dusičitý, oxid uhelnatý) a provádět dlouhodobé simulace pro užití ve scénářích omezování emisí. Model lze aplikovat jak v regionálním měřítku (několik tisíc km²), tak i v lokálním měřítku (100 až 200 km²) s rozlišením od 1–2 km do 100 km.

Podrobný popis modelu CHIMERE je dostupný na stránce <http://www.lmd.polytechnique.fr/chimere/>, kde jej lze bezplatně stáhnout (včetně manuálu).

OFIS

Model OFIS je zjednodušenou variantou modelu EZM (European Zooming Model) – modelového systému simulujícího vzdušné proudy a transport a transformaci znečišťujících látek v ovzduší. Hlavním cílem modelu OFIS je umožnit jednoduchým a rychlým, přesto však spolehlivým způsobem posouzení kvality ovzduší ve městech a upřesnit výsledky simulací kvality ovzduší v regionálním měřítku prostřednictvím odhadu vlivu měst na celkovou kvalitu ovzduší. Podrobný popis modelu OFIS lze nalézt v Sahm et al. (2000).

OPS

Model OPS (Operational Priority Substances) počítá atmosférický transport některých látek a je používán pro výpočet koncentrací a depozice na území Nizozemska. Model a dokumentace (pouze v holandštině) mohou být staženy na stránce <http://www.mnp.nl/ops>.

AEOLIUS

Model AEOLIUS (Assessing of Environment of Locations in Urban Streets) je vhodný pro výpočet koncentrací znečišťujících látek v uličních kaňonech s tím, že bere v potaz zejména emise znečišťujících látek ze silniční dopravy.

Vstupní data proto zahrnují, vedle geometrických parametrů uličního kaňonu, meteorologických údajů a sady emisních faktorů, především detailní informaci o intenzitě dopravy na sledované komunikaci a o průměrné hodinové rychlosti dopravního proudu v jednotlivých hodinách dne. Výstupem modelu AEOLIUS jsou průměrné hodinové koncentrace oxidů dusíku, oxidu dusičitého, oxidu uhelnatého, oxidu siřičitého, suspendovaných částic velikostní frakce PM_{10} , benzenu a 1,3-butadienu.

Bližší informace o modelu AEOLIUS lze nalézt na webové stránce Britské meteorologické služby <http://www.metoffice.gov.uk/environment/aeolius1.html>.

CCE-CL

Model CCE-CL byl vyvinut Netherlands Environmental Assessment Agency. Hlavním cílem modelu CCE-CL je kvantifikovat citlivost terestrických a akvatických ekosystémů na depozici kyselých a dusíkatých látek a na zvýšené koncentrace troposférického ozónu. Citlivost je kvantifikována prostřednictvím kritických zátěží a kritických koncentračních úrovní, které indikují na základně současných znalostí maximální expozici znečišťující látky, při které ještě nedochází ke škodlivému účinku na ekosystémy. Databáze obsahuje místně specifické kritické zátěže a kritické úrovně koncentrací pro více než 1,5 milionu evropských ekosystémů.

Detailní informace o modelu CCE-CL lze nalézt na stránce <http://www.mnp.nl/cce>.

BENEFIT

Model BENEFIT byl vyvinut týmem odborníků z institucí EMRC, AEA Energy and Environment a Metroeconomica. Jeho hlavním cílem je monetárně kvantifikovat přínosy strategií omezování emisí znečišťujících látek pro lidské zdraví a životní prostředí. Kvantifikace přínosů probíhá v následujícím logickém řetězci: kvantifikace emisí – popis disperze znečišťujících látek v atmosféře – kvantifikace expozice lidí, životního prostředí a budov – kvantifikace dopadů znečištěného ovzduší – ocenění (finančních) dopadů / přínosů (se zohledněním nejistot).

Detailní informace o modelu BENEFIT lze nalézt na stránce <http://www.ec4macs.eu>.

3.5.4 Modely kombinované/komplexní

RAINS

Model RAINS (Regional Air Pollution Information and Simulation), vyvinutý Mezinárodním institutem pro aplikovanou systémovou analýzu (IIASA) je „předchůdcem“ modelu a „podmnožinou“ GAINS. **Hlavním cílem modelu RAINS je vytvoření konzistentního rámce pro management kvality ovzduší v souladu s konceptem „multi pollutant – multi effect“ a na tomto základě posuzování strategií ke snížení emisí látek znečišťujících ovzduší.**

Model RAINS zahrnuje oxid siřičitý, oxidy dusíku, těkavé organické látky (VOC), amoniak a tuhé znečišťující látky (PM) a skládá se ze čtyř modulů:

- ekonomické aktivity působící znečišťování ovzduší (výroba a spotřeba energie, osobní a nákladní doprava, průmyslové a zemědělské aktivity, používání rozpouštědel),
- varianty omezování emisí znečišťujících látek do ovzduší a k nim příslušející náklady na substituce paliv v energetických zařízeních nebo na koncová opatření,
- disperze primárně emitovaných znečišťujících látek v atmosféře a tvorba troposférického ozónu a sekundárních anorganických aerosolů,
- citlivost lidské populace a ekosystémů na znečištění ovzduší.

Model RAINS zohledňuje dopady znečištění ovzduší suspendovanými částicemi a troposférickým ozónem na lidské zdraví a dopady troposférického ozónu, acidifikace a eutrofizace na suchozemské a vodní ekosystémy.

Vstupem do modelu jsou údaje o dosavadních emisích znečišťujících látek, převzaté z národních i mezinárodních emisních inventur, a emisní projekce v horizontu roku 2030, odvozené na základě projekcí vývoje jednotlivých emisně relevantních aktivit

(pomocí energetického modelu PRIMES, dopravního modelu TREMOVE a zemědělského modelu CAPRI).

Atmosférická disperze primárně emitovaných znečišťujících látek, tvorba přízemního ozónu a tvorba sekundárních anorganických aerosolů jsou počítány pomocí modelu EMEP, dopady znečištění na ekosystémy pak pomocí modelu CCE-CL.

Model RAINS může být provozován buď v modu „**Analýza scénářů**“, kdy je výstupem odhad nákladů a přínosů jednotlivých strategií, nebo v modu „**Optimalizace**“, kdy je výstupem identifikace nákladově optimálních alokací snižování emisí při současném dodržení definovaných kvantifikovaných cílů (koncentrační cíle, depoziční cíle).

Model RAINS pokrývá všechny evropské státy včetně evropské části Ruské federace a zahrnuje data o spotřebě energie ve 42 evropských regionech při rozlišení více než dvaceti kategorií využití paliv v šesti hlavních ekonomických sektorech. Dále jsou zahrnuty i emisně relevantní neenergetické ekonomické aktivity (zemědělství, průmysl, užívání rozpouštědel). Scénáře vývoje aktivit jsou exogenními vstupy.

Model RAINS počítá scénáře omezování emisí při zohlednění současné evropské legislativy s tím, že snížení emisí je dosahováno výhradně technickými opatřeními a není zahrnuta zpětná vazba omezování emisí na ekonomické a energetické systémy.

Model RAINS se ve struktuře dále popsaného modelového systému EC4MACS nevyskytuje explicitně – je implicitně zahrnut ve své rozšířené verzi – modelu GAINS (viz dále). Model GAINS může přitom pracovat v „RAINS modu“.

Model RAINS byl využit při přípravě směrnice Evropského parlamentu a Rady č. 2001/81/ES o národních emisních stropcích pro některé látky znečišťující ovzduší a dále při přípravě Tématické strategie k ochraně ovzduší (EC, 2005), která se později promítla do nové „rámcové“ směrnice o ovzduší (směrnice Evropského parlamentu a Rady č. 2008/50/ES o kvalitě vnějšího ovzduší a čistším ovzduší pro Evropu).

Detailní popis modelu RAINS lze nalézt v Schopp et al. (1999); Amann et al. (2004) a na stránce Mezinárodního institutu pro aplikovanou systémovou analýzu²⁰.

GAINS

Model **GAINS** (Greenhouse Gas and Air Pollution Interactions and Synergies) byl vyvinut Mezinárodním institutem pro aplikovanou systémovou analýzu (IIASA) jako rozšíření a upřesnění modelu RAINS, zaměřeného pouze na analýzy v oblasti managementu kvality ovzduší (viz výše).

Model GAINS poskytuje konzistentní rámec pro analýzu přínosů strategií pro omezování emisí znečišťujících látek a emisí skleníkových plynů. Pracuje s emisemi

20 IIASA: <http://www.iiasa.ac.at>

oxidu uhličitého, metanu, oxidu dusného, F-plynů, tuhých znečišťujících látek, oxidu siřičitého, oxidů dusíku, těkavých organických látek (VOC) a amoniaku a nabízí několik výpočetních možností:

- vývoj ekonomických aktivit (výroba a spotřeba energie, osobní a nákladní doprava, průmyslové a zemědělské aktivity, užívání rozpouštědel,...),
- strategie omezování emisí (vývoj emisí sledovaných znečišťujících látek a skleníkových plynů a jejich omezování v daném časovém horizontu),
- emisní scénáře pro sledované znečišťující látky a skleníkové plyny,
- náklady na omezování emisí znečišťujících látek a skleníkových plynů (pro zvolený scénář),
- dopady znečištění ovzduší (na lidské zdraví i na ekosystémy).

Model v zásadě sleduje celou sekvenci kauzálních vztahů DPSIR (hnací síla–tlak–stav–dopad–odezva). Analyzuje potenciál snižování emisí prostřednictvím různých technických i netechnických opatření a odhaduje náklady na jejich realizaci, simuluje rozptyl znečišťujících látek v atmosféře a počítá indikátory dopadu znečištění ovzduší na lidské zdraví a ekosystémy. Jako indikátor zdravotních dopadů znečištění ovzduší je použit odhad snížení očekávané doby dožití, způsobený expozicí suspendovaným částicím frakce $PM_{2,5}$ a troposférickému ozónu.

Emise skleníkových plynů jsou počítány jak pro jednotlivé látky, tak i v agregované podobě. GAINS však nesimuluje vliv emisí a potažmo koncentrací skleníkových plynů v atmosféře na parametry charakterizující stav klimatického systému.

Model GAINS může být provozován ve dvou modech. Mód „**Analýza scénářů**“ sleduje emise od zdrojů k jejich dopadům a poskytuje odhady nákladů a environmentálních přínosů pro alternativní strategie. Mód „**Optimalizace**“ umožňuje vyhledat nákladově optimální alokaci snižování emisí znečišťujících látek tak, aby bylo dosaženo stanovených depozičních úrovní, koncentračních limitů či emisních stropů (Wagner et al., 2007).

Model počítá emise znečišťujících látek a skleníkových plynů ve střednědobém horizontu (2030) v pětiletých intervalech. Varianty snižování emisí a s nimi spojené náklady jsou prezentovány několika různými technologiemi. Model zahrnuje 160 variant omezování emisí oxidu uhličitého, 28 variant omezování emisí metanu, 18 variant pro omezování emisí oxidu dusného a 22 variant omezování emisí „F-plynů“. Pro omezování emisí „klasických“ znečišťujících látek (tuhé znečišťující látky, oxid siřičitý, oxidy dusíku, těkavé organické látky a amoniak) je do modelu zahrnuto celkem více než 1 500 variant. Model kvantifikuje pro každý region a pro každou variantu potenciál snížení emisí a související náklady.

Model ve své verzi EUROPE poskytuje výsledky pro všechny státy EU27, Norsko a Švýcarsko, bere však v potaz také emise produkované evropskými státy mimo

Evropskou unii (Albánie, Bělorusko, Bosna a Hercegovina, Srbsko a Černá Hora, Chorvatsko, Makedonie, Moldavsko, Ruská federace (evropská část rozdělená na 4 regiony), Turecko a Ukrajina) a konečně emise z mezinárodní námořní dopravy. Verze ASIA pokrývá 32 čínských provincií a 23 indických států. V současné době je před dokončením verze pro severní Ameriku.

Výsledky modelu GAINS jsou v současné době využívány Evropskou komisí jednak při přípravě návrhu revize směrnice Evropského parlamentu a Rady č. 2001/81/ES o národních emisních stopech pro některé látky znečišťující ovzduší, jednak při posuzování dopadů návrhu „energeticko-klimatického balíčku“ (Amann et al., 2006–2008).

V rámci projektu EC4MACS (viz dále) jsou vstupem do ústředního modelu GAINS, vedle dat dodaných jednotlivými státy, výstupy dalších matematických modelů. Jedná se o model PRIMES (projekce spotřeby energie, viz výše), CAPRI (projekce zemědělských aktivit, viz výše), TREMOVE (strukturální změny v sektoru dopravy, viz výše), EMEP (disperze znečišťujících látek v atmosféře, viz výše) a CCE-CL (reakce ekosystémů na depozici acidifikujících a dusíkatých látek, viz výše). Výstupy ústředního modelu GAINS pak vstupují do modelů GEM-E3 (náklady na opatření k omezení emisí, viz výše) a BENEFIT (fyzické dopady znečištění ovzduší na lidské zdraví a ekosystémy, viz výše).

Informace o modelu GAINS lze získat na stránce www.iiasa.ac.at, ze které je navíc možný přístup na on-line verzi modelu. Podrobný popis modelu GAINS, jeho postupný vývoj a výsledky získané jeho prostřednictvím jsou uvedeny v Klaasen et al. (2005); Amann et al. (2006–2008). Aplikace modelu GAINS v podmínkách České republiky (prostřednictvím agentury CENIA) je rovněž podrobněji popsána v publikaci „**Aplikace modelu GAINS v České republice**“, která byla vydána v roce 2011 jako jeden z výstupů projektu VaV SP/4h1/147/07.

3.5.5 Komplexní modelové systémy

Modelový systém EC4MACS

Cílem projektu **EC4MACS (European Consortium for Modelling of Air Pollution and Climate Strategies)**, který byl zahájen v roce 2007 (s termínem dokončení 2011) je vybudovat a provozovat síť pokročilých modelových nástrojů pro komplexní integrované posuzování účinnosti strategií omezení emisí skleníkových plynů a látek znečišťujících ovzduší. Podrobné informace o projektu lze nalézt na projektové stránce <http://www.ec4macs.eu>.

Hlavním cílem projektu EC4MACS je:

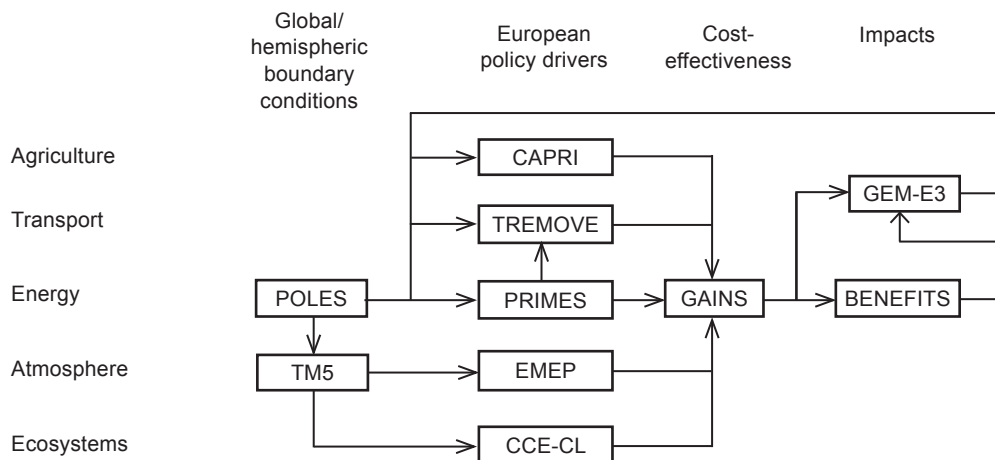
- poskytnout potřebné vědecké a ekonomické analýzy pro revizi Tématické strategie k ochraně kvality ovzduší a Evropského klimatického programu,
- vybudovat a udržovat analytické kapacity pro posuzování efektivnosti politik v oblasti omezování znečištění ovzduší a omezování emisí skleníkových plynů založené na spojení relevantních modelových nástrojů,
- zvýšit analytickou kapacitu užívaných modelů prostřednictvím inkorporace nejnovějších vědeckých poznatků,
- aktualizovat příslušné databáze tak, aby obsahovaly co nejnovější statistická data a projekce v relevantních sektorech.

Základní rámec modelového systému je tvořen komplexním modelem GAINS a zahrnuje následující **dílčí modely**:

- globální energetický model POLES,
- energetický model PRIMES (pro Evropu),
- dopravní model TREMOVE,
- zemědělský model CAPRI,
- hemisférický model chemického transportu TM5,
- atmosférický rozptylový model EMEP,
- model GAINS-Europe (model pro posuzování opatření a scénářů k omezení emisí),
- modely pro odhad dopadů znečištění na lidské zdraví a ekosystémy (CCE-CL),
- makroekonomický rovnovážný model GEM-E3,
- model využití území EUFASOM,
- metodika pro posuzování přínosů (BENEFITS).

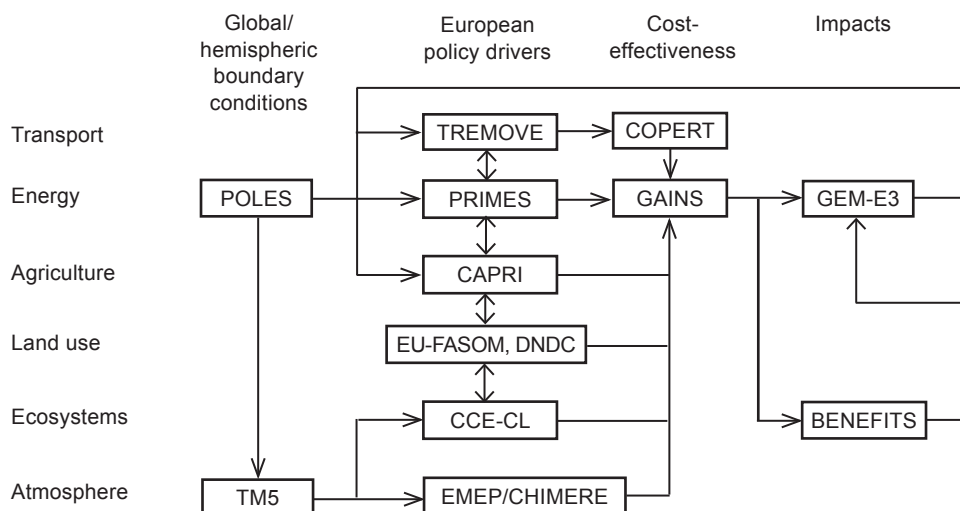
Původní základní schéma integrovaného komplexního modelu EC4MACS s vyznačenými informačními toky je uvedeno v následujícím obrázku.

Obr. 3.5 Původní schéma modelového systému EC4MACS



Do modelového systému EC4MACS byly nově zahrnuty další modely (CHIMERE a COPERT). Aktuální schéma modelového systému EC4MACS je uvedeno v následujícím obrázku. Aktuální stav projektu EC4MACS je uveden na projektové stránce <http://www.ec4macs.eu>.

Obr. 3.6 Aktuální schéma modelového systému EC4MACS



Projekt EC4MACS je realizován, v rámci podpůrného programu Evropské unie LIFEIII, mezinárodním konsorciem evropských institucí a firem pod vedením Mezinárodního institutu pro aplikovanou systémovou analýzu (IIASA).

Podrobný popis jednotlivých dílčích modelů, tvořících systém EC4MACS, je uveden v předchozích podkapitolách.

Modelový systém IMAGE

Systém IMAGE byl vyvinut Netherlands Environmental Assessment Agency (<http://www.mnp.nl>). **Základním cílem modelu (strukturovaného souboru modelů – integrovaného rámce) IMAGE** (Integrated Model to Assess the Global Environment) je **simulovat dynamiku globálního systému společnost–biosféra–klíma**. Specifické vědecké a politické cíle modelu IMAGE jsou:

- simulovat očekávané trendy emisí skleníkových plynů, analyzovat vazby a zpětné vazby v systému společnost–biosféra–klíma včetně odhadu nejistot a identifikace scházejících informací;
- podporovat rozhodovací procesy,
- poskytnout dlouhodobý (30 až 100 let) výhled důsledků globální změny,
- posoudit důsledky různých politik a ekonomických a technologických scénářů (včetně nákladů a přínosů realizace těchto scénářů) a identifikovat vzájemné vazby mezi přijatými opatřeními.

Model IMAGE je složen ze tří modelových systémů – energetického modelu TIMER, modelu TES (Terrestrial Environment System) a modelu AOS (Atmosphere Ocean System). Model TIMER vychází z informací o ekonomických a demografických trendech v 18 regionech a počítá antropogenní aktivity, zejména energeticky relevantní proměnné a průmyslové aktivity a dále emise skleníkových plynů, emise prekurzorů troposférického ozónu a emise oxidů síry. Model TES je složen z dílčích modelů, které počítají spotřebu potravin a dřeva, zemědělskou produkci a simulují uhlíkový cyklus. Model AOS simuluje vliv oceánů na klimatický systém.

Pro účely analýzy „OECD Environmental Outlook to 2030“ byl modelový rámec rozšířen o některé další modely, které lze rozdělit do dvou skupin:

- modely umožňující přesněji specifikovat důležité sociálně-ekonomické faktory změn stavu životního prostředí (zejména energetické a zemědělské systémy),
- modely s přednostně environmentálním zaměřením.

V oblasti energetiky byl v zájmu upřesnění vlivů na stav životního prostředí využit model TIMER. V oblasti klimatu byl, vedle samotného modelu IMAGE, který simuluje změny koncentrací skleníkových plynů, prekurzorů ozónu a prekurzorů sekundárních aerosolů, využit „jednoduchý“ klimatický model MAGICC (Model for Assessment of Greenhouse Gas induced Climate Change), umožňující odhad průměrné globální změny klimatu.

V oblasti znečištění ovzduší byl pro výpočet emisí znečišťujících látek využit model

TIMER (viz výše), pro simulaci hemisférického transportu znečištění ovzduší model TM3 (viz <http://knmi.nl/~velthove/tm.html>), koncentrace suspendovaných částic velikostní frakce PM₁₀ v městských aglomeracích byly počítány modelem GMAPS (Global Model for Ambient Particulates). Podrobné informace o modelech, využitých při přípravě OECD Environmental Outlook to 2030, jsou uvedeny v OECD (2008) a zejména v OECD, NEAA (2008).

Podrobný popis modelu IMAGE i jednotlivých dílčích modelů TIMER, TES a AOS lze nalézt na stránce <http://www.mnp.nl/en/themasites/image/index.html>.

Informační systém AirQUIS

Informační systém kvality ovzduší AirQUIS (Air Quality Information System) byl vyvinut Norským institutem pro výzkum atmosféry (NILU)²¹. Jedná se o systém založený na GIS, který kombinuje on-line data, statistické hodnocení a matematické modelování tak, aby umožnil posuzování a řízení kvality ovzduší. Systém AirQUIS zahrnuje následující moduly:

- on-line monitorovací systém,
- emisní databázi,
- disperzní modely,
- statistické modely,
- expoziční modely,
- systém řízení kvality ovzduší.

Schéma systému AirQUIS je uvedeno na Obr. 3.7. Podrobné informace o systému AirQUIS lze nalézt na stránce <http://www.nilu.no/airquis/>.

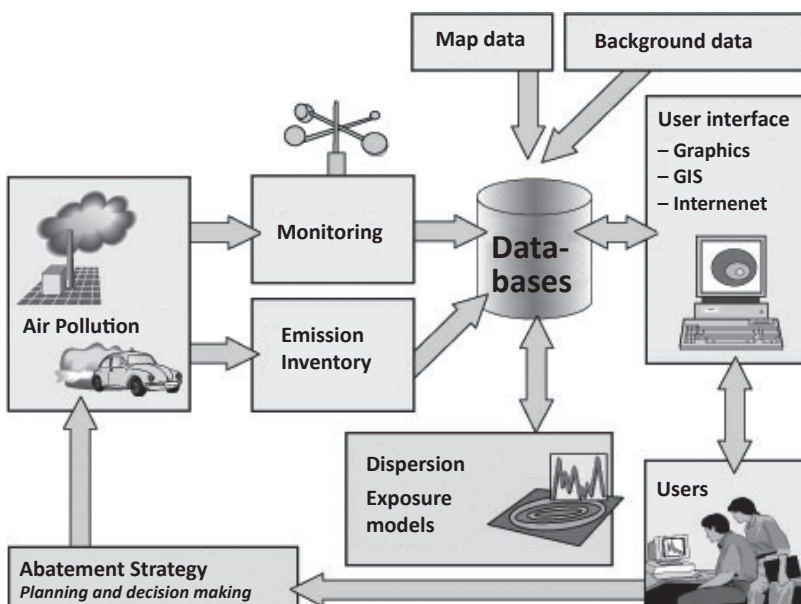
3.6 Přehled nejvýznamnějších klimatických modelů

3.6.1 Globální cirkulační modely

Německý model **ECHAM** je GCM třetí generace, vyvinutý Meteorologickým institutem Maxe Plancka v Hamburku. Model vznikl na bázi globálního předpovědního modelu vytvořeného Evropským centrem pro střednědobou předpověď počasí v britském Reddingu (European Centre for Middle Range Weather Forecast, ECMWF), parametrizační úlohy byly řešeny v Hamburku. Název modelu je spojením zkratky ECMWF a sídla německého výzkumného institutu (Hamburk). Nejnovější verze modelu je ECHAM5, která je flexibilnější a uživatelsky příhodnější než verze předchozí. Výstupy modelu byly využity ve 4. hodnotící zprávě IPCC.

21 NILU: <http://www.nilu.no>

Obr. 3.7 Schéma systému AirQUIS



Model **HadCM3** (Hadley Centre Coupled Model, version 3) je propojený trojrozměrný model atmosféry a oceánu vytvořený Hadleyovým výzkumným centrem ve Spojeném království. Nejnovější verze modelu nevyžaduje korekci toků tepla mezi atmosférou a povrchem oceánu a poskytuje dobré výsledky simulací. HadCM3 se skládá z modelu atmosféry (HadAM3) a oceánu (HadOM3). Atmosférický model má horizontální rozlišení 3,75x2,5 stupňů zeměpisné délky x zeměpisné šířky, tj. cca 300 km, je počítán v 19 vertikálních hladinách. Oceánický model má vyšší rozlišení 1,25x1,25 stupňů, 6 gridboxů v oceánu má rozlohu jednoho gridboxu na pevnině. Výstupy modelu byly použity ve 3. hodnotící zprávě IPCC z roku 2001.

Americký model **GFDLCM2.X** (Geophysical Fluid Dynamics Laboratory Coupled Model, version 2.X) byl vytvořen Národním institutem pro výzkum atmosféry a oceánu (NOAA, National Oceanic and Atmospheric Administration) v USA. Jedná se o propojený cirkulační model atmosféry a oceánu. Atmosférická složka modelu má rozlišení 2° v rovnoběžkovém a 2,5° v poledníkovém směru, což je dostatečné rozlišení pro postihu velkoprostorových atmosférických procesů. Rozlišení oceánické komponenty modelu je 1° v rovnoběžkovém směru a mezi 1/3 a 1° v poledníkovém směru s vyšším rozlišením v nízkých zeměpisných šířkách.

Mezi další globální cirkulační modely patří model CCSM (Community Climate System Model), vytvořený NASA, kanadský model CCCma (Canadian Centre for Climate Modelling and Analysis) a britský model IGCM (Reading Intermediate General Circulation Model).

3.6.2 Klimatické modely typu EMIC

Příkladem pokročilého jednoduchého klimatického modelu je **model MAGICC** (Model for Assessment of Greenhouse Gas induced Climate Change). Podrobný popis modelu MAGICC a souvisejícího modelu SCENGEN (Scenarion Generation), vyvinutých na University of East Anglia (Climate Research Unit), lze nalézt na stránce <http://www.cru.uea.ac.uk/cru/info>. Model MAGICC byl využit při přípravě dokumentu „OECD Environmental Outlook to 2030“ (OECD, 2008).

Pro řešení některých speciálních konkrétních problémů (např. odhad dopadu obchodování s povolenkami na emise oxidu uhličitého na ekonomiku) jsou používány kombinované ekonomicko-energeticko-environmentální modely. Příkladem může být model ASPEN (Analysis of Negotiable Emissions Permit System) nebo model GINFORS (Global Interindustry Forecast System), vyvinutý institucí GWS (Intitute for Economic Structures Research)²² a využitý k odhadu dopadu obchodování s emisními povolenkami např. v SRN.

3.7 Aplikace modelů v oblasti ochrany ovzduší v České republice

V České republice dosud není aplikace modelových nástrojů v oblasti posuzování a řízení kvality ovzduší příliš rozvinuta. Nejširšího uplatnění se dostalo gaussovským disperzním modelům domácí provenience (SYMOS'97 a ATEM) a modelům pro odhad emisí z mobilních zdrojů znečišťování ovzduší (zejména MEFA 06), které jsou využívány zejména v procesu EIA.

V poslední době byly zahájeny práce na aplikaci pokročilých imisních (CAMx v ČHMÚ), dopravně-emisních (EMME/3 v CDV, AIMSUN v DHV CR) i komplexních modelů (GAINS v CENIA a v ČHMÚ). V oblasti změny klimatu jsou zatím aplikovány spíše okrajové modely.

3.7.1 Emisní modely

Model MEFA

Model MEFA byl vyvinut Ateliérem ekologických modelů (ATEM) a Vysokou školou chemicko-technologickou v Praze. Je nejpoužívanějším nástrojem pro odhad množství emisí ze silniční dopravy. Model umožňuje, na základě zadaného složení

22 GWS: <http://www.gws-os.de>

a charakteristik dopravního proudu (podíly vozidel různých kategorií, průměrná rychlost proudu a plynulost pohybu charakterizovaná pomocí desetibodové škály), odhadnout na daném úseku komunikace emise 16 znečišťujících látek (oxidy dusíku, oxid uhelnatý, oxid siřičitý, suspendované částice frakcí TSP a PM₁₀, oxid dusičitý, suma uhlovodíků, metan, propan, 1,3-butadien, benzen, toluen, styren, formaldehyd a acetaldehyd). V případě suspendovaných částic jsou zohledněny pouze emise z výfukových systémů vozidel. Emisní faktory jsou převzaty z databáze HBEFA²³. Bližší informace o modelu lze získat na webové stránce <http://www.atem.cz>.

Metodika MEFA je mezistupněm mezi makro-přístupem a mikro-přístupem k výpočtu emisí ze silniční dopravy. Umožňuje zohlednit podrobné složení dopravního proudu, vliv plynulosti pohybu vozidel je zohledněn pouze semi-kvantitativně. Výstupy z modelu MEFA jsou využívány jako vstupy do rozptylových modelů liniových zdrojů.

Model / metodika MESED

Metodika stanovení emisí látek znečišťujících ovzduší z dopravy MESED byla vyvinuta Centrem dopravního výzkumu²⁴ a je rutinně používána k výpočtu národních emisních bilancí, které jsou počítány na základě spotřeby pohonných hmot.

Metodika zahrnuje pouze emise vzniklé přímo při provozu dopravních prostředků (v případě silničních vozidel emise z výfukových systémů), nezahrnuje emise tuhých znečišťujících látek z otěrů pneumatik, brzd a povrchů komunikací, emise z výroby elektrické energie spotřebované elektrickými vozidly ani emise z motorů nedopravních mobilních zařízení, užívaných v zemědělství, stavebnictví, armádě či v domácnostech. Nedílnou součástí metodiky je Databáze emisních faktorů, která obsahuje statisticky vyhodnocované hodnoty emisí naměřené v České republice i v zahraničí v závislosti na druhu a stáří vozidel, používaném palivu, rychlosti a režimu jízdy atp.

Metodika rozděluje dopravní prostředky do 25 kategorií a sleduje tyto znečišťující látky: oxid uhličitý, metan, oxid dusný, oxid uhelnatý, oxidy dusíku, nemetannické těkavé organické látky (NM VOC), suspendované částice (pouze z výfukových systémů), oxid siřičitý, polycyklické aromatické uhlovodíky (PAH), dioxiny a furany.

Oproti modelu MEFA, který se uplatňuje spíše pro výpočet emisí v omezeném plošném rozsahu (úseky komunikací), je metodika MESED vhodná pro přípravu emisních bilancí v makroměřítku (národní nebo krajská úroveň).

23 Viz <http://www.hbefa.net>

24 CDV: <http://www.cdv.cz>

Model EMME/3

Model EMME/3 (Équilibre Multimodal – Multimodal Equilibrium) je rovnovážný model dopravní nabídky a poptávky, který umožňuje počítat produkci emisí zadané znečišťující látky v daném úseku modelové sítě komunikací. Poptávku v rámci modelu reprezentuje matice dopravních vztahů, nabídku pak modelová dopravní síť, složená z křižovatek, uzlů a úseků komunikací.

Vstupem do modelu EMME/3 jsou:

- socioekonomická data,
- data o dopravní síti,
- matematické vztahy, s jejichž pomocí je zatěžování sítě prováděno,
- emisní faktory.

Výstupy modelu EMME/3 jsou:

- přidělený objem dopravy,
- cestovní čas pro všechny cesty,
- emisní tok zadané znečišťující látky pro každý úsek modelové sítě.

Dopravní model EMME/3 je v České republice využíván Centrem dopravního výzkumu pro ověřování dopadů dopravně-inženýrských opatření a příklad jeho aplikace je uveden na následujícím obrázku.

Obr. 3.8 Odhad emisního toku oxidů dusíku na městské dopravní síti (v g/km)



Zdroj: CDV

Podrobné informace o modelu EMME/3 lze získat na stránce <http://www.inro.ca>.

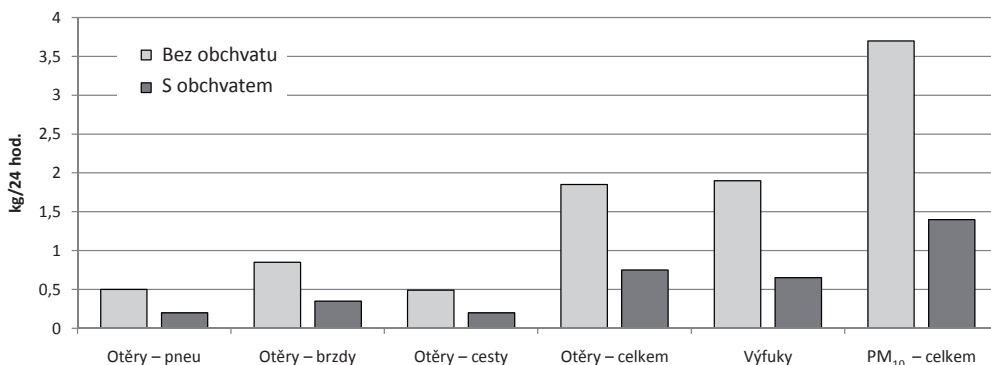
Model AIMSUN

Model AIMSUN (<http://www.aimsun.com>) je pokročilý integrovaný dopravní model, který je v České republice používán společností DHV CR, spol. s r.o.²⁵ zejména pro návrhy dopravně inženýrských opatření. V rámci probíhajícího řešení projektu VaV, podporovaného Ministerstvem životního prostředí (projekt VaV SP/1a2/167/07: Studium vlivu plynulosti silniční dopravy a rychlosti vozidel na emise tuhých znečišťujících látek vznikajících při provozu mobilních zdrojů znečišťování ovzduší), byl model AIMSUN rozšířen o možnost počítat emise tuhých znečišťujících látek z výfukových systémů vozidel a z otěrů pneumatik, brzd a povrchu komunikací a později také o možnost počítat emise oxidu uhličitého z výfukových systémů vozidel.

Model umožňuje odhadnout emisní dopad různých dopravních řešení, například vliv vybudování obchvatu města jak na snížení emisí na území města, tak i na množství emisí na celé dopravní síti (území města a obchvat).

Příklad simulace vlivu vybudování obchvatu města na emise tuhých znečišťujících látek velikostní frakce PM_{10} a oxidu uhličitého je uveden na následujícím obrázku.

Obr. 3.9 Emise PM_{10} na území města – vliv realizace obchvatu, členění dle složek



Zdroj: DHV CR

V České republice je dále používán emisní model GEMIS, a to společností Cityplan, spol. s r.o. Popis modelu je uveden v Kap. 3.5.2.

25 DHV CR: <http://www.dhv.cz>

3.7.2 Imisní modely

Model SYMOS´97

Model SYMOS´97, vyvinutý Českým hydrometeorologickým ústavem, je gaussovský rozptylový model, který umožňuje:

- výpočet znečištění ovzduší plynnými látkami a suspendovanými částicemi z bodových, liniových a plošných zdrojů,
- výpočet znečištění od většího počtu zdrojů,
- stanovení charakteristik znečištění v husté geometrické síti referenčních bodů tak, aby byly vytvořeny podklady pro kartografické zpracování výsledků,
- zohlednění statistického rozložení směru a rychlosti větru vztahované ke třídám stability mezní vrstvy ovzduší,
- odhad koncentrace znečišťujících látek při bezvětří a pod inverzní vrstvou ve složitém terénu.

Pro každý referenční bod umožňuje model SYMOS´97 výpočet následujících základních charakteristik znečištění ovzduší:

- maximální možné hodinové koncentrace, které se mohou vyskytnout ve všech třídách rychlosti větru a stability ovzduší,
- vyhodnocení osmihodinových nebo denních koncentrací,
- maximální možné hodinové, osmihodinové nebo denní hodnoty koncentrací znečišťujících látek bez ohledu na třídu stability a rychlost větru,
- roční průměrné koncentrace,
- doba trvání koncentrací převyšujících určité předem zadané hodnoty (např. imisní limity).

Jako doplňkové charakteristiky je pomocí modelu SYMOS´97 možné:

- stanovit výšku komína s ohledem na dodržení imisních limitů,
- stanovit podíl zdrojů znečišťování ovzduší na celkové imisní zátěži (do vzdálenosti 100 km),
- stanovit doby překročení zvolených koncentrací se sezónně proměnnou emisí,
- vypočítat spad prachu.

Model není použitelný pro výpočet znečištění ovzduší ze zdrojů znečišťování ovzduší ve vzdálenosti nad 100 km a pro výpočet znečištění ovzduší uvnitř městské zástavby pod úrovní střech budov (na křižovatkách nebo v uličních kařonech).

Vstupní data – emise z dopravy – jsou do modelu SYMOS´97 obvykle dosazovány z výstupů modelu MEFA, emise ze stacionárních zdrojů pak z databáze REZZO.

Popis modelu SYMOS lze nalézt na stránce Českého hydrometeorologického ústavu <http://www.chmi.cz/uoco/prj/model/index.html>.

Model ATEM

Model ATEM je český gaussovský model, který byl vyvinut společností ATEM (Ateliér ekologických modelů) ve spolupráci s Matematicko-fyzikální fakultou UK v Praze. Model ATEM má podobné funkce a charakteristiky jako model SYMOS, je však oproti tomuto modelu doporučován pro městskou zástavbu (nad jejím horním okrajem).

Vstupní data – emise z dopravy – jsou do modelu ATEM obvykle dosazovány z výstupů modelu MEFA. Základní informace o modelu ATEM lze nalézt na stránce www.atem.cz.

Modely SYMOS'97 a ATEM umožňují výpočet pouze pro primární znečišťující látky a jejich aplikace je z hlediska prioritních problémů kvality ovzduší v České republice (suspendované částice, přízemní ozón) omezená.

3.8 Modelování klimatu a emisí skleníkových plynů

3.8.1 Klimatické scénáře používané v České republice

Modelováním klimatu v České republice se zabývá ČHMÚ a MFF UK. V roce 2008 byla **dokončena integrace regionálního klimatického modelu (RCM) ALADIN – CLIMATE/CZ se scénářem emisí SRES A1B** pro období 1961–2050 s horizontálním rozlišením 25 km. Model byl validován na základě porovnání modelové simulace pro referenční období 1961–90 se souborem naměřených hodnot.

Při konstrukci scénářů změn teplot vzduchu a atmosférických srážek v České republice byl kladen důraz na tři třicetileté časové horizonty: 2010–2039, 2040–2069 a 2070–2099 a prozatím SRES scénář A1B (postupně budou prováděny simulace i pro další scénáře SRES). Výhled klimatu pro území České republiky je v současné době aktualizován na základě zpřesňovaných regionálních scénářů, připravovaných v rámci projektu MŽP SP/1a6/108/07 s důrazem na období 2010–2039. Základ scénářů tvoří výstupy RCM ALADIN – CLIMATE/CZ v rozlišení 25 km, opravené o chyby modelu, které byly identifikovány při porovnávání modelové simulace pro referenční období 1961–90.

Pro období 2010–2039 a 2040–2069 jsou pro analýzy neurčitostí používány globální klimatické modely (GCM). Rozpětí změn třicetiletých průměrných teplot

a srážkových úhrnů na území státu je charakterizováno horním a dolním kvantilem souboru změn, počítaných skupinou vybraných GCM; průměrná změna je multimodálním mediánem. Do scénáře tak budou vedle výstupu RCM ALADIN – CLIMATE/CZ zařazeny další časové řady, do kterých bude promítnuta „průměrná“ změna, kterou lze na základě výstupu GCM v oblasti České republiky očekávat, a interval, uvnitř kterého leží výsledky 50 % sledovaných GCM. Pro období 2070–2100 bude odhad neurčitosti vedle GCM založen i na začlenění výstupu modelu ALADIN-Climate/CZ do kontextu dalších RCM, především do modelu projektu PRUDENCE.

3.8.2 Scénáře emisí skleníkových plynů

Scénáře emisí skleníkových plynů v České republice jsou vytvářeny **pro potřeby přípravy Národních sdělení do Rámcové úmluvy OSN o změně klimatu** (čtyřletá perioda, poslední reporting v roce 2009). Dále povinnost tvorby projekcí vyplývá z čl. 3.2. Rozhodnutí Evropského parlamentu a Rady č. 280/2005/ES o mechanismu monitorování emisí skleníkových plynů ve Společenství a implementaci Kjótského protokolu.

Odpovědnou organizací za provoz a koordinátorem Národního inventarizačního systému pro emise skleníkových plynů (NIS) je ČHMÚ, který rovněž odpovídá za tvorbu projekcí. Dílčí sektorové projekce a aktivitní data v rámci NIS dodávají tyto instituce:

- KONEKO Marketing s.r.o. v oblasti energetika – stacionární zdroje,
- Centrum dopravního výzkumu, v.v.i. (CDV) – oblast dopravy,
- Centrum pro otázky životního prostředí UK (COŽP) – oblast odpadů,
- Institut pro výzkum lesních ekosystémů (IFER) – oblast lesnictví a LULUCF,
- Enviros, a.s. – tvorba projekcí aktivitních dat a emisí skleníkových plynů, systematické modelování v oblasti energetiky a s ní souvisejících emisí jak skleníkových plynů, tak i základních znečišťujících látek.

Nástrojem pro tvorbu projekcí skleníkových plynů v České republice je model EFOM/ENV (Energy Flow Optimisation Model – Environmental). Jedná se o energetický lineární optimalizační model, který byl vytvořen v rámci projektů Phare a SYNERGY. Model byl použit při přípravě scénářů Státní energetické koncepce, pro výpočet emisní projekce do 5. národního sdělení České republiky k Rámcové úmluvě OSN o změně klimatu (viz pramen 33), i při přípravě studie o potenciálu snížení emisí skleníkových plynů v České republice (viz pramen 32). Model pokrývá výrobu, transformaci, spotřebu energie a emise CO₂, NO_x a SO₂. Časový horizont modelových projekcí je rok 2050, výsledky jsou v pětiletém kroku (tj. roky 2010, 2015, 2020 atd.). Mezi výstupy modelu patří:

- energetická bilance dle energetických zdrojů (paliv) a sektorů – tj. spotřeba primárních energetických zdrojů, konečná spotřeba energie, výroba a spotřeba elektřiny,
- instalovaná kapacita a výroba sledovaných technologií,
- vnější a vnitřní energetické toky dle energetických zdrojů,
- emise CO₂, NO_x a SO₂ dle sektorů a období.

Emise jsou kalkulovány modelem pouze na sektorové úrovni, další disagregace na jednotlivé technologie a typy spalování zatím nelze z modelu získat. Celkové emise dalších skleníkových plynů, jako jsou CH₄ a N₂O, je možné získat zvlášť z energetických bilancí pomocí emisních faktorů.

Do výpočtu projekcí emisí byly pro jednotlivé plyny zahrnuty následující aktivity (výrobní procesy, technologie):

- **oxid uhličitý** – spalování paliv v procesech přeměn paliv (veřejná a závodní energetika), spalování paliv v konečné spotřebě (průmyslové procesy, doprava, domácnosti, zemědělství a sektor veřejných a komerčních služeb), procesy zušlechťování paliv (rafinerie, potěžební úprava uhlí a koksování) a odstraňování SO₂ ze spalin za použití vápence,
- **metan** – těžba uhlí a jeho potěžební úprava; těžba, skladování, tranzitní přeprava a distribuce zemního plynu a těžba, skladování, doprava a rafinace ropy,
- **oxid dusný** – spalování paliv ve stacionárních i mobilních zdrojích.

Pro potřeby reportingu dle Rozhodnutí 280/2004/EC se zpracovávají dle metodiky IPCC tři variantní scénáře. **Scénář bez opatření (WOM)**, **scénář s opatřeními (WM)**, která vstoupila v platnost v období 1995–2005, a **scénář s dodatečnými opatřeními (WAM)**, která jsou v současné době připravena nebo připravována.

3.9 Instituce zabývající se vývojem a využíváním modelů se vztahem k ochraně ovzduší a klimatu

Network for Integrated Assessment Modelling (NIAM)

NIAM byla založena v rámci struktur Úmluvy EHK OSN o dálkovém znečišťování ovzduší překračujícím hranice států (UN ECE CLRTAP). Jejími členy jsou některé státy (Belgie, Finsko, Irsko, Itálie, Kanada, Německo, Nizozemsko, Polsko, Spojené království, Španělsko, Švédsko) a mezinárodní struktury (Task Force for Integrated Assessment Modelling a Centre for Integrated Assessment Modelling – CIAM, působící v rámci IIASA). Hlavním cílem NIAM je podpora komunikace s IIASA

(model GAINS, CIAM) a s EC4MACS. Informace o NIAM jsou dostupné na webové stránce <http://niam.scarp.se>.

FAIRMODE

FAIRMODE – Forum for Air Quality Modelling in Europe je instituce zabývající se modelováním kvality ovzduší v Evropě. Bližší informace lze nalézt na stránce <http://www.fairmode.ew.eea.europa.eu>, na které je dostupný dokument „Guidance on the Use of Models for the European Air Quality Directive“.

Evropská agentura pro životní prostředí

Evropská agentura pro životní prostředí (EEA – European Environment Agency) zpracovala v roce 2007 inventuru modelů (EEA, 2008). Inventura, jejíž souhrnné výsledky jsou dostupné v tabelární formě na stránce <http://scenarios.ew.eea.europa.eu>, obsahuje jednak stručný popis 20 modelů, využitých při přípravě dokumentu European Environment Outlook (EEA, 2005 a–b), jednak stručný popis 35 participativních modelů. Další modelovací aktivity EEA viz EEA (2004 a–b, 2006, 2008).

Světová banka

Světová banka realizuje projekt „Environmental Management for Power Development“, který je zaměřen na integraci environmentálních hledisek do energetiky. Podrobné informace o projektu lze nalézt na stránce <http://www.worldbank.org/html/fdp/em/>.

V segmentu EM Power Info je uveden, mimo jiné, také podrobný popis 23 nejvýznamnějších světových i evropských modelů v oblasti energetiky a jejich environmentálních dopadů.

V segmentu EM Model je k volnému stažení model umožňující zahrnout environmentální a ekonomická data do rozhodování o energetických projektech.

Modely vyvinuté v USA

Ve Spojených státech byla vyvinuta a je používána celá řada modelů, popisujících různé aspekty problematiky znečištění ovzduší.

Celkový přehled o environmentálních modelech užívaných v USA lze získat na stránce US EPA <http://www.epa.gov/epahome/models.htm>.

V oblasti ochrany ovzduší lze velmi podrobné informace o jednotlivých disperzních, fotochemických a receptorových modelech nalézt na stránce Support Center for

Regulatory Atmospheric Modelling (SCRAM; <http://www.epa.gov/ttn/scram/>), působícího v rámci struktury US EPA. Modely jsou rozděleny na doporučené a alternativní. Příkladem doporučených disperzních modelů jsou AERMOD nebo CALPUFF.

V roce 2002 byla v rámci US EPA zahájena iniciativa „**Multi-pollutant Modelling Platform**“, která se v rámci konceptu „one-atmosphere approach“ snaží, podobně jako v evropském měřítku projekt EC4MACS, vybudovat strukturovaný systém modelových nástrojů a databází. Základní informace o této iniciativě lze nalézt na stránce US EPA: http://www.epa.gov/scram001/reports/mp_modelling_plattform_presentation.pdf.

Seznam literatury

- AMANN, M., et al. *RAINS Review 2004: The RAINS Model – Documentation of the Model Approach Prepared for the RAINS Peer Review 2004* [online]. IIASA. c2004 [cit. 2010]. Dostupné z: <<http://www.iiasa.ac.at>>.
- AMANN, M., et al. *NEC Scenario Analysis Report Nr.1: Baseline Scenarios for the Revision of the NEC Emission Ceilings Directive* [online]. IIASA. c2004 [cit. 2010]. Dostupné z: <<http://www.iiasa.ac.at>>.
- AMANN, M., et al. *NEC Scenario Analysis Report Nr.2: Emission Control Scenarios that Meet the Environmental Objectives of the Thematic Strategy on Air Pollution* [online]. IIASA. c2006 [cit. 2010]. Dostupné z: <<http://www.iiasa.ac.at>>.
- AMANN, M., et al. *NEC Scenario Analysis Report Nr.3: Cost-optimized Reduction of Air Pollutant Emissions in the EU Member States to Address the Environmental Objectives of the Thematic Strategy on Air Pollution* [online]. IIASA. c2007 [cit. 2010]. Dostupné z: <<http://www.iiasa.ac.at>>.
- AMANN, M., et al. *NEC Scenario Analysis Report Nr.4: Updated Baseline Projections for the Revision of the National Emissions Ceilings Directive* [online]. IIASA. c2007 [cit. 2010]. Dostupné z: <<http://www.iiasa.ac.at>>.
- AMANN, M., et al. *NEC Scenario Analysis Report Nr.5: Cost-effective Emission Reductions to Address the Objectives of the Thematic Strategy on Air Pollution under Different Greenhouse Gas Constraints* [online]. IIASA. c2007 [cit. 2010]. Dostupné z: <<http://www.iiasa.ac.at>>.
- AMANN, M., et al. *NEC Scenario Analysis Report Nr.6: National Emission Ceilings for 2020 Based on the Climate and Energy Package* [online]. IIASA. c2008 [cit. 2010]. Dostupné z: <<http://www.iiasa.ac.at>>.
- BARKER, T., et al. *Mitigation from a cross-sectoral perspective: Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. New York, USA and Cambridge, UK: Cambridge University Press, 2007.
- CENIA. *Zpráva o životním prostředí České republiky 2008*. Praha: CENIA, 2009.
- DEFRA UK. *Air Quality and Climate Change: A UK Perspective* [online]. DEFRA UK. c2007 [cit. 2010]. Dostupné z: <<http://defra.gov.uk/environment/airquality/publications>>.
- E4MACS. *E4MACS Interim Assessment: GHGs and Air Pollutants in the EU: Baseline Projections up to 2030* [online]. c2010 [cit. 2010]. Dostupné z: <<http://www.ec4macs.eu>>.
- EC. *Thematic Strategy on Air Pollution; COM(2005)446final* [online]. EC. c2005 [cit. 2010]. Dostupné z: <http://ec.europa.eu/environment/archives/air/cafe/strat_com_en.pdf>.
- EEA (2004a). *Exploring the Ancillary Benefits of the Kyoto Protocol for Air Pollution in Europe; EEA Technical Report No 93* [online]. Copenhagen, EEA. c2004 [cit. 2010]. Dostupné z: <<http://air-climate.eionet.eu.int>>.
- EEA (2004b). *Air Pollution and Climate Change in Europe: Exploring Linkages and the Added Value of an Integrated Approach; EEA Technical Report No 4/2004* [online]. Copenhagen, EEA. c2004 [cit. 2010]. Dostupné z: <<http://air-climate.eionet.eu.int>>.
- EEA (2005a). *European Environment Outlook, EEA Reports No 4/2005* [online]. Copenhagen, EEA. c2005 [cit. 2010]. Dostupné z: <<http://www.eea.europa.eu>>.

- EEA (2005b). *European Environmental Outlook 2005: Background Document Air Quality 1990–2030; ETC/ACC Technical Paper 2005/2* [online]. Copenhagen, EEA. c2005 [cit. 2010]. Dostupné z: <<http://air-climate.eionet.eu.int>>.
- EEA. *Air Quality and Ancillary Benefits of Climate Change Policies, EEA Technical Report No 4/2006* [online]. Copenhagen, EEA. c2006 [cit. 2010]. Dostupné z: <<http://air-climate.eionet.eu.int>>.
- EEA. *Modelling environmental change in Europe: towards a model inventory (SEIS/Forward), EEA Technical Report No 11/2008*. Copenhagen: EEA, 2008.
- EEA. *EMEP/EEA Air Pollutants Emission Inventory Guidebook, EEA Technical Report 9/2009*. Copenhagen, EEA, 2009.
- ENVIROS. *Zpráva o potenciálu snížení emisí skleníkových plynů v ČR*. Praha: ENVIROS, 2007.
- FORSTER, P., RAMASWAMY, V., ARTAXO, P., BERNTSEN, T., BETTS, R., FAHEY D. W., HAYWOOD, J., LEAN, J., LOWE, D. C., MYHRE, G., NGANGA, J., PRINN, R., RAGA, G., SCHULZ, M., DORLAND, R. VAN. Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K. B., Tignor, M. and Miller, H. L. (Eds.)]. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press, 2007.
- KLAASEN, G., et al. *The GAINS Model for Greenhouse Gases – Version 1.0: Carbon Dioxide* [online]. IIASA. c2005 [cit. 2010]. Dostupné z: <<http://www.iiasa.ac.at>>.
- MŽP, ČHMÚ. *Páté národní sdělení České republiky k Rámcové úmluvě OSN o změně klimatu a Zpráva o dosaženém pokroku v plnění Kjótského protokolu*. Praha: MŽP a ČHMÚ, 2005.
- OECD. *OECD Environmental Outlook to 2030*. Paris: OECD, 2008.
- OECD, NEAA. *Background Report to the OECD Environmental Outlook to 2030: Overview, details and methodology of model-based analysis*. OECD and Netherlands Environmental Assessment Agency, 2008.
- RANDALL, D. A., WOOD, R. A., BONY, S., COLMAN, R., FICHEFET, T., FYFE, J., KATTSOV, V., PITMAN, A., SHUKIA, J., SRINIVASAN, J., STOUFFER, R. J., SUMI, A., TAYLOR, K. E. ClimateModels and Their Evaluation. In *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K. B., Tignor, M. and Miller, H. L. (Eds.)]. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press, 2007.
- SAHM, P. et al. The Ozone Fine Structure Model: Model Concept and Options. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2000, Vol. 65.
- SCHOPP, W., et al. Integrated Assessment of European Air Pollution Control Strategies. *Environmental Modelling and Software*, 1999, Vol. 14, No. 1, p. 1–9.
- UNU-IAS. *Ishikawa International Cooperation Research Centre Report “Addressing Air Pollution and Greenhouse Gas Emissions in the Pan-Japan Sea Region”* [online]. c2007 [cit. 2010]. Dostupné z: <<http://www.ias.unu.edu>>.
- WAGNER, F., et al. *The GAINS Optimization Module as of 1 February 2007, Interim Report IR-07-004* [online]. IIASA. c2007 [cit. 2010]. Dostupné z: <<http://www.iiasa.ac.at>>.

4

Aplikace matematických modelů v oblasti ochrany vody a vodního hospodářství

RNDr. Michal Jeníček, Ph.D. (Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, katedra fyzické geografie a geoekologie)

Ing. Lubomír Nondek, CSc. (Integra Consulting Services, spol. s r.o.)

Ing. Ivan Nesměrák (VÚV T.G.M., v.v.i.)

Mgr. Edita Koblížková (CENIA)

4.1 Úvod

V současné době probíhá v členských státech Evropské unie vývoj a implementace vhodných technických nástrojů, které umožňují definici referenčního stavu antropogenně neovlivněných povrchových vod, charakterizaci povodí, určení příčinných souvislostí mezi antropogenními tlaky, stavem vodních ekosystémů a jejich odezvou, a které se opírají o efektivní monitoring a jejichž účelem je aplikace legislativních a ekonomických nástrojů ochrany vod. Uvedené činnosti vycházejí ze směrnice Evropského parlamentu a Evropské rady 2000/60/ES ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky a na ni navazující opatření, např. zákon č. 254/2001 Sb. o vodách ve znění pozdějších novel a vyhláška č. 142/2005 Sb. o plánování v oblasti vod.

Matematická reprezentace srážko-odtokového procesu má dlouhou historii, ale teprve zhruba od 80. let minulého století se díky postupnému rozvoji počítačových technologií stává významným nástrojem hydrologů a vodohospodářů, ať už pro operativní předpověď nebo pro návrhové účely. Matematický model srážko-odtokového procesu představuje zjednodušený kvantitativní vztah mezi vstupními a výstupními veličinami určitého hydrologického systému (Daňhelka et al., 2003). Ten je definován jako systém převážně fyzikálních procesů, působící na vstupní proměnné, jež pak transformuje ve výstupní veličiny. V matematickém vyjádření jde tedy o algoritmus řešení soustavy rovnic, které popisují strukturu a chování systému (Clarke, 1973 In Fleming, 1979).

Environmentální management, který je založen na konceptu kauzálních vazeb mezi hnacími silami, stavem složek životního prostředí, tlaky na ekosystémy, změnami a společenskou odezvou, tj. DSPIR (driving forces, state, pressures, impact, response), musí v oblasti vodního hospodářství a ochrany vodních ekosystémů užívat řadu nástrojů na podporu rozhodovacích procesů, DST (decision support tools). Mezi ně patří různé modely, které lze kategorizovat do následujících skupin:

- **srážko-odtokové modely** (viz Kap. 4.3.1),
- **hydrodynamické modely** (viz Kap. 4.3.2),
- **modely hydrologické bilance** (viz Kap. 4.3.3),
- **modely eroze a transportu sedimentů** (viz Kap. 4.3.4),
- **modely šíření znečištění ve vodním prostředí** (viz Kap. 4.3.5),
- **modely aquatických ekosystémů** (viz Kap. 4.3.6),
- **integrováný management povodí a DSS** (viz Kap. 4.4).

Uvedené rozdělení nelze vnímat jako striktní, konkrétní modelovací systémy mohou ležet na pomezí mezi jednotlivými kategoriemi nebo mohou dle účelu svého použití zasahovat do více kategorií. Současný vývoj se ubírá směrem k vývoji komplexních modelovacích nástrojů, které jsou stále častěji pojaty jako modulární systémy.

Užití matematického modelování v oblasti vodního hospodářství a později i v ochraně životního prostředí bylo umožněno matematickou úrovní hydrologie dosaženou již v 30.–50. letech (Horton, 1933; Horton, 1945). V 60. a 70. letech se modelování věnovala mezinárodní komise pro matematické modelování v hydrologii (Committee on Mathematical Models in Hydrology). V první polovině 80. let tak mohla být s příchodem stolních počítačů sestavena řada modelů využívajících tehdejší programovací prostředky (většinou Fortran, Algol). Modely, které byly vytvářeny podle zásad tehdejší „dobré programovací praxe“, byly často vzájemně nekompatibilní, využívaly různé datové formáty a vyžadovaly konverze dat, což komplikovalo jejich užití. První modely nebyly dostatečně strukturované, většinou byly omezeně škálovatelné a jejich dílčí změny vyžadovaly úpravu kódu v ostatních částech. Také vizualizace nebo užívání uživatelského grafického rozhraní (GUI), která činí model snáze uživatelným, byla na nízké úrovni dané dostupným HW (monitory, tiskárny). S nástupem strukturovaného programování mohly být budovány složitější modely a užívány standardní knihovny funkcí.

O tři desetiletí později, kdy výpočetní modely již nevytvářejí sami hydrologové, hydrobiologové ani odborníci na transport látek ve vodním prostředí, vznikají modely nové generace založené na objektově orientovaném programování (většinou psané v C/C++) a využívající standardní nástroje IDE (Integrated Development Environment). To umožňuje modulární výstavbu rozsáhlých modelů podle předem rozvržené koncepce, kdy je nejprve určena oblast aplikací a uživatelské požadavky včetně GUI. Separátně vytvářené moduly, které komunikují podle své objektové třídy a funkcionality, dávají celému modelu stabilitu a flexibilitu. Dobrá programovací praxe navíc umožňuje, aby moduly vyvíjely nezávislé skupiny programátorů, které se řídí konceptem a dohodnutými zvyklostmi. Proto dnes existuje řada hydrologických modelů, které mají různé oblasti aplikace, různou složitost,

nároky na data i srozumitelnost pro uživatele, který se na vývoji modelu nepodílel. Některé modely jsou komerční, jiné jsou poskytovány zdarma (výsledky výzkumu, beta verze apod.).

Základním modelem, který integroval matematickou reprezentaci srážko-odtokových procesů (evapotranspirace, infiltrace, povrchový odtok, podpovrchový tok atd.) pro potřeby studia transportu chemických látek v tocích, byl **SWM** (Stanford Watershed Model, Crawford a Linsley, 1966). Dalším klasickým modelem je **HSPF** (Hydrological Simulation Program – Fortran) vyvinutý koncem 70. let v USA pro potřeby státních agentur. Model byl nejprve napsán v pseudo-kódu a pak převeden do jazyka Fortran.

Významným příspěvkem do problematiky hydrologických a hydrodynamických modelů byl **projekt DMIP** (Distributed Model Intercomparison Project), který si dal za cíl srovnání několika srážko-odtokových a hydrodynamických modelů a jejich přístupů (Smith et al., 2004; Reed et al., 2004).

Vzhledem k tomu, že základní i aplikované modely užívané ve vodním hospodářství jsou široce a po desetiletí užívány, je nejprve uvedena klasifikace modelů podle různých kritérií. V další části textu jsou popsány stručně základní charakteristiky modelů a oblasti jejich využití. Součástí popisu je i uvedení konkrétních aplikací daného modelu podle oblasti jeho využití ve světě a v České republice. Důležitou kapitolou je charakteristika některých oblastí aktuálního vývoje a trendů ve využívání vodohospodářských modelů. Nakládání s vodou se dotýká řady veřejných i soukromých subjektů, které mají často protichůdné zájmy a při sestavování vodohospodářských plánů nebo formulování legislativních a ekonomických nástrojů (poplatky za užívání vody nebo vypouštění znečištění) je vždy nutno dospět ke kompromisním řešením. Kvalita výsledků získaných aplikací modelů pro vytváření a posuzování environmentální politiky v oblasti vodního hospodářství je závislá na kvalitě podkladů (vstupních dat do modelů). Jestliže data jsou méně nekvalitní (krátké časové řady, nedostatečná frekvence měření, data s velkou nejistotou apod.), je vhodné používat jednodušší nebo deterministické modely. U všech výsledků aplikace modelů by měla být uvedena nejistota výsledků nebo její odhad.

Kapitola shrnuje praktické poznatky v oblasti užívání matematického modelování ve veřejné správě a slouží ke správnému využívání výsledků modelování a k podpoře pracovišť, která uvedené modely užívají nebo vyvíjejí.

4.2 Klasifikace modelů ve vodním hospodářství

Obecnou i podrobnější charakteristikou hydrologických modelů, jejich klasifikací nebo možnostmi a omezeními využití se zabývají četné studie a publikace, například Kulhavý a Kovář (2002) a Daňhelka et al. (2003). Ze zahraničních příspěvků lze zmínit například publikace Wainwright a Mulligan (2004), Beven (2001) a mnoho dalších autorů, kteří aplikovali nejrůznější hydrologické modely a výrazně tím přispěli k vývoji metod popisujících srážko-odtokový proces.

Dále uvedené dělení modelů vychází z klasifikace World Meteorological Organization (WMO, Becker a Serban, 1990), kterou ve svých pracích uvádějí např. Daňhelka et al. (2003) nebo Jeníček (2007). Klasifikace WMO vychází z následujících principů dělení:

- **účel aplikace modelu,**
- **typ systému, který je simulován,**
- **zohlednění hydrologického procesu, který je modelován,**
- **princip příčiny a důsledku,**
- **míra časové a prostorové diskretizace.**

4.2.1 Klasifikace dle účelu aplikace

Podle tohoto principu se modely dělí na 3 kategorie:

1. Modely používané v **operativní hydrologii**.
2. Modely aplikované pro **návrhovou a projekční činnost v oblasti vodního hospodářství**.
3. Modely využívané **ve výzkumu**.

V prvním případě se jedná o aplikaci modelu v operativní hydrologii, kdy vstupní data tvoří mimo stavové veličiny také okamžité údaje z automatických meteorologických stanic nebo radarů. Data jsou v tomto případě automaticky předávána modelu a prioritou je rychlost jejich zpracování a převedení na krátkodobou předpověď vodního stavu či průtoku v určitém profilu. V praxi se jedná o více specializovaných modulů, které společně s dalšími programovými prostředky pro sběr a zpracování dat tvoří předpovědní systém (FFS – Flood Forecast System). Ve druhém případě jde jednak o dlouhodobější řešení protipovodňové ochrany (např. stavba přehrad, poldrů a další hydrotechnická či hydromeliorační opatření), ale také je použití modelů užitečné při řešení nejrůznějších technických staveb od plavebních kanálů, čistíren odpadních vod až po mosty. Často jsou modely využívány pro variantní simulace s různými vstupními podmínkami. Pod třetí kategorií využití hydrologického modelu se skrývají možnosti dalšího vývoje modelu,

výzkum jednotlivých komponent srážko-odtokového procesu a jejich přesnější popis. Výsledky těchto modelů se opírají o přesná experimentální měření. V neposlední řadě mohou výstupy z modelu sloužit jako vstupní veličiny dalších modelů (například předpověď průtoku pro modely šíření znečištění nebo transportu látek ve vodním prostředí).

Modely mohou být využity v různých odborných oblastech, například při projektování nádrží, povodňové ochrany, řízení průtoku, ochraně kvality povrchových vod, při řešení vodní eroze a transportu sedimentů, ochraně staveb, městské hydrologii, ochraně podzemních vod, v lesním hospodářství, zemědělství apod. Rozsáhlou skupinou jsou transportní modely, které kromě základních hydrologických procesů modelují transport a chemické reakce rozpuštěných látek (kyslík, nutrienty, polutanty). Modely kvality vod, které z transportních modelů vycházejí, mohou být aplikovány na rozpuštěné látky chemicky nereagující ani se nesorbující v sedimentech (čistě disperzní modely zahrnující míchání a difuzi v kapalně fázi vody), anebo na složitější modely, v nichž je zahrnut přechod mezi kapalnou a tuhou fází (sedimenty) či chemické nebo biochemické reakce probíhající v tuhé nebo kapalně fázi.

Výsledky výše uvedených modelů mohou sloužit jako vstup do modelů ekonomických, které podle řešeného ekonomického problému vycházejí z reálných fyzikálně-chemických procesů a kontextu studovaného území. Podobně jako v jiných oblastech aplikace matematických modelů je i v tomto případě mnoha uživateli podceňována aplikovatelnost modelu na konkrétní problém, respektive od této aplikovatelnosti odvozená nejistota výsledků modelování.

Z uvedené klasifikace vyplývá obecně rozdělení do dvou kategorií – **modely porozumění (models for understanding)** a **modely rozhodování (decision models)**. Toto rozdělení (Wainwright a Mulligan, 2004) nevychází pouze z hydrologického modelování, ale je zobecněním platným pro jakoukoliv oblast lidské činnosti, kde se modely uplatňují (modely přírodních procesů, ekonomické modely, populační modely, DSS, atd.). Modely porozumění se pomocí určitých zjednodušení snaží popsat chování systému (povodí) a jsou tak nástrojem k pochopení zákonitostí přírodních procesů probíhajících v povodí. Modely rozhodování vychází sice ze stejných principů, jejich účel ale spočívá především v podpoře rozhodování ve vodním hospodářství, například při projektování protipovodňových opatření nebo v operativní hydrologii.

4.2.2 Klasifikace z hlediska typu systému a hydrologického procesu

Podle typu systému lze modely dělit na elementární a komplexní (viz Tab. 4.1). Přehled rozdělení modelů podle typu simulovaného procesu je uveden v Tab. 4.2.

Tab. 4.1 Typy hydrologických systémů (Becker a Serban, 1990)

Číslo	Typ simulovaného systému	ID
1.	Elementární systém	
1.1	Hydrotop (elementární jednotka s konstantními charakteristikami)	HU
1.2	Méně až středně velké odtokové plochy	SA
1.3	Zvodnělé vrstvy	AQ
1.4	Říční síť	RR
1.5	Nádrže a jezera	RL
2.	Komplexní systémy	
2.1	Systém říčních sítí, nádrží a jezer	CS
2.2	Povodí nebo velké odtokové plochy	CB

Tab. 4.2 Hydrologické procesy a související proměnné použité při klasifikaci modelů (Becker a Serban, 1990)

Číslo	Hydrologické parametry a procesy	ID
1.	Vlhkost půdy, evapotranspirace	ES
2.	Podzemní voda, hladina, průtok	SG
3.	Průtok a vodní stav v korytě	
3.1	- s časovým krokem <1 den	QF
3.2	- s časovým krokem >1 den	QM
4.	Teplota vody, ledové podmínky a další proměnné	TW
5.	Splaveniny a související parametry	QS
6.	Kvalita vody	WQ

4.2.3 Klasifikace podle stupně kauzality

Podle tohoto kritéria se modely dělí na deterministické a stochastické. Kauzalita je vyjádřena vztahem příčina – důsledek.

4.2.3.1 Deterministické modely

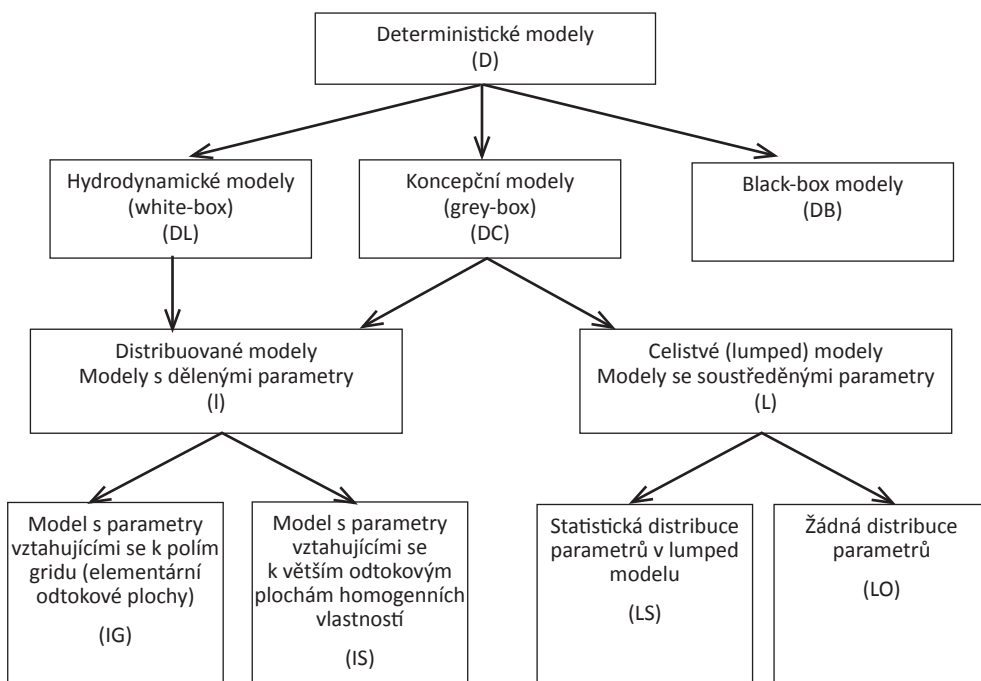
Modely této kategorie jsou popsány vztahem (1) závislých proměnných (výstupní veličiny) a nezávislých proměnných (vstupní stavové veličiny).

$$y = f(x, a), \quad (1)$$

kde a jsou koeficienty nebo parametry popisující chování systému.

Existuje celá řada deterministických modelů, které se od sebe odlišují svojí strukturou, fyzikálním přístupem, či časovou a prostorovou diskretizací (viz Obr. 4.1).

Obr. 4.1 Klasifikace deterministických modelů (Becker a Serban, 1990)



Hydrodynamické modely (DL, Deterministic, Hydrodynamic Laws). Tyto modely jsou založeny na fyzikálním popisu srážko-odtokového procesu a snaží se respektovat zákony zachování hmoty, hybnosti a energie (Kulhavý, Kovář, 2002). Mohou využívat teoretické poznatky z hydrodynamiky, termodynamiky, chemie, nebo biologie (Daňhelka et al., 2003). Označují se také jako „white-box“ modely.

Koncepční modely (DC, Deterministic, Conceptual). Tento přístup reflektuje fyzikální zákony ve zjednodušené, koncepční formě a obsahuje i určitou dávku empiricky odvozených vztahů (Becker a Serban, 1990). Koncepční modely předpokládají, že ke změnám stavových parametrů dochází v určitých reprezentativních bodech (Kulhavý a Kovář, 2002). Původně spojitý systém je tímto prostorově diskretizován. Modely se poté řeší pomocí obyčejných diferenciálních rovnic. Díky spojení fyzikálního a empirického přístupu je tato skupina označována jako „grey-box“ modely.

Black-box modely (DB, Deterministic). Tyto modely neberou v úvahu řídicí zákony, ale používají pouze empiricky odvozený vztah mezi vstupními a výstupními veličinami. Procesy probíhající uvnitř systému zůstávají skryty. Příkladem DB modelů jsou modely založené na neuronových sítích.

V komplexním, deterministickém přístupu lze jen stěží postihnout všechny vstupní parametry a proměnné, které ovlivňují výstupní veličiny. Každý takový model je zatížen určitou chybou, která je složena ze dvou dílčích chyb – vlastní chyba modelu a chyba měřených veličin. Obě je možné popsat určitým pravděpodobnostním rozdělením.

4.2.3.2 Stochastické modely

Stochastické modely primárně neobsahují pouze vazbu mezi příčinou a důsledkem, ale i náhodnou složku. Lze je rozdělit do dvou základních skupin.

Pravděpodobnostní modely (SP, Stochastic, Probabilistic). U těchto modelů jsou jednotlivé hydrologické parametry, jako například maximální či minimální průtok, vodní stavy nebo podzemní odtok, charakterizovány určitým pravděpodobnostním rozdělením.

Modely generování časových řad (ST, Stochastic Time series generation). Použití těchto modelů je možné při extrapolaci časových řad pozorovaných parametrů, přičemž se zachovávají jejich statistické charakteristiky. Příkladem mohou být ARMA modely (Autoregressive Moving Average).

Z uvedeného vyplývá, že parametry získávané ve stochastických modelech jsou obvykle vztaženy ke konkrétním bodům (stanicím), na kterých jsou měřeny. Již jen v obecnější formě jsou začleňovány do jednotlivých systémů uvedených v Tab. 4.1. Naproti tomu jsou proměnné v deterministickém přístupu vztahovány přímo k těmto definovaným systémům.

Stochastické hydrologické modely se užívají v řídicích systémech, které pracují v reálném čase, tj. při simulaci dynamického srážko-odtokového chování malých a středních povodí. Jejich úspěšnost krátkodobé predikce (v hodinách až desítkách hodin) je podle některých autorů lepší než u modelů deterministických. Jejich výhodou je autokalibrace a autooptimalizace a dále nezávislost na územním kontextu (svažitost, vegetace, permeabilita půdy apod.).

V praxi se dost často využívá obou přístupů. Stochastická složka je přítomna nejen ve většině modelů v oblasti plánování a projekční činnosti vodohospodářských staveb, ale někdy se využívá i v operativní hydrologii, zejména pro dlouhodobé předpovědi (Daňhelka et al., 2003). Obecně lze ale říci, že deterministický přístup v současnosti převažuje.

4.2.4 Klasifikace podle míry časové a prostorové diskretizace

4.2.4.1 Časová diskretizace

Míra časové diskretizace je většinou určována podle způsobu použití modelu a také podle velikosti modelovaného území. Pro operativní předpovědi, povodňové studie, modelování šíření znečištění nebo transportu plavenin či splavenin se běžně užívá hodinový až denní krok, pro bilanční modely může být délka výpočtového kroku i vyšší (týden, měsíc). U velmi malých území (jednotky až první desítky km²) by délka časového kroku měla být nižší než jedna hodina. Jednotlivé časové proměnné mohou mít různý časový krok, stejný časový krok nemusí být ani u vstupních a výstupních veličin.

Jiné rozdělení vychází z časové kontinuity výpočtu. Rozlišeny jsou modely kontinuální, simulující delší i víceleté období, a epizodní, u nichž simulace probíhá jen pro dílčí události, například extrémní hydrologické jevy. Kontinuální modely jsou většinou používány na velkých územích, kde jsou povodně častěji způsobeny regionálními dešti, epizodní modely mají naproti tomu větší uplatnění při simulaci přívalových srážek postihujících menší povodí. Kontinuální modely s možnostmi neustálého „updatingu“ počátečních hodnot jsou nezbytné i v operativní hydrologii.

4.2.4.2 Prostorová diskretizace

Problematika prostorové diskretizace je oproti časové diskretizaci o něco složitější. Uživatel výběrem vhodného modelu vlastně vytváří jeho topologii. Rozlišují se dvě hlavní kategorie – distribuované a celistvé (lumped) modely. Třetí kategorie, která je určitým přechodem mezi celistvým a distribuovaným přístupem, jsou modely semi-distribuované.

Celistvé modely – častěji se označují jako lumped modely. Parametry charakterizující povodí jsou vztahovány k celému nebo dílčímu povodí. Protože se většinou jedná o bodově měřené hodnoty (srážky na stanici, průtoky v závěrovém profilu), využívá se nejrůznějších geostatistických metod pro jejich převedení na hodnoty plošné.

Distribuované modely – označují se také jako modely založené na distribuovaných parametrech. Tento přístup bere v úvahu prostorovou variabilitu vstupních parametrů, které jsou transformovány na parametry výstupní, vykazující také variabilitu v prostoru. V tomto pojetí, které přesněji vystihuje skutečné chování systému, je povodí rozděleno sítí – gridem (čtvercovým nebo i trojúhelníkovým) na elementární odtokové plochy. Pro každé políčko gridu existuje charakteristická hodnota parametru. Velikost gridu bývá různá, maximálně však do jednoho kilometru, aby

byla zaručena platnost řídicích rovnic (Becker a Serban, 1990). V hydrodynamickém modelování je distribuovaný přístup spojován s rozdělením modelovaného úseku toku na jednotlivé dílčí úseky, kterým jsou přiřazovány parametry modelu.

Semi-distribuované modely – princip semi-distribuovaných modelů spočívá v rozdělení povodí na elementární odtokové plochy (hydrotopy), které se, na rozdíl od předchozí kategorie, vyznačují homogenními prostorovými parametry, například stejným půdním druhem a vegetačním pokryvem. Semi-distribuované modely se stále častěji aplikují, protože představují optimální kombinaci obou výše uvedených přístupů. Při určování odtokových ploch semi-distributivních modelů je třeba vzít v úvahu jednak prostorovou distribuci jednotlivých parametrů hydrologického systému (povodí), a také je třeba respektovat rozdělení územních charakteristik ovlivňující odtokový režim jako například topografii, půdní podmínky, vegetační pokryv nebo hydrogeologii.

Dehotin a Braud (2008) navrhli tzv. vnořenou prostorovou diskretizaci, kdy je možné modelované procesy a data popsat na třech hladinách. První je modelování vycházející z topologie říční sítě, druhá vrstva obsahuje dílčí krajinné jednotky (hydro-landscape units) a třetí vrstva obsahuje prostorové buňky stejných (podobných) hydrologických vlastností. Model má strukturu optimalizovanou podle účelu modelování a dostupných dat, takže jeho parametrizace je optimalizována. Tím se respektuje zásada parsimonie (vyloučení nadbytečné parametrizace). Modely s menším počtem parametrů by měly být vždy preferovány, protože mají lepší predikční vlastnosti (Refsgaard, 1997). Výběr optimální varianty se provádí pomocí statistických kritérií.

4.3 Přehled modelů

4.3.1 Srážko-odtokové modely

Základem modelování hydrologických procesů je povodí, tj. území, z něhož povrchovým a podpovrchovým tokem odtéká voda atmosférických srážek nebo voda akumulovaná ve sněhové pokrývce do závěrového profilu toku. Povodí je prostorově vymezené rozvodnicí.

Při výběru zde uvedených modelů se vycházelo z odborných vědeckých článků databází Web of Science, SCOPUS a Science Direct, z dostupných internetových zdrojů (např. databáze environmentálních modelů na <http://ecobas.org/>) a z dostupných informací o používání modelů odbornými institucemi, vysokými školami a veřejnou správou v Česku i ve světě. Nejčastěji používané modely jsou popsány podrobněji, ostatní stručně a ve všech případech s odkazy na literaturu, ve které je možné najít

konkrétní příklady jejich aplikace (viz Tab. 4.3–4.8). Informace uvedené v dalším textu se vztahují k období zpracování tohoto textu, tedy k polovině roku 2010.

MIKE-SHE

Charakteristika modelu

Srážko-odtokový model MIKE-SHE dánské firmy DHI (Danish Hydraulic Institute) patří do skupiny koncepčních distribuovaných, případně semi-distribuovaných modelů se schopností simulovat jak kontinuálně, tak pouze epizodně. Jedná se o propracovaný model s vazbou na GIS, se kterým je možné řešit širokou škálu hydrologických úkolů, např. analýzu, plánování a řízení v oblasti vodních zdrojů, posuzování vzájemných interakcí mezi povrchovou a podzemní vodou nebo řešení technických zásahů v povodí (DHI, 2010). Modulární systém umožňuje vývoj a zapojení dalších komponent jako například model šíření znečištění, eroze a transportu sedimentů, řešení zavlažování atd. Protože se jedná o poměrně komplexní modelovací systém, je také často aplikovaný. Model MIKE-SHE je šířen komerčně.

Komponenty modelu

Srážko-odtokový model MIKE-SHE se skládá z více komponent, které počítají objem a distribuci vody v jednotlivých fázích odtokového procesu (Graham a Butts, 2005).

Srážky (dešťové i sněhové) do modelu vstupují ve formě časových řad ze srážkoměrných stanic, případně mohou být v externích programech (GIS) spočítány charakteristické hodnoty pro jednotlivá pole výpočetního gridu. V případě potřeby si model přizpůsobí vstupní data požadovanému časovému kroku. Systém MIKE-SHE obsahuje také model akumulace a tání sněhu (energetická bilance i degree-day). Aktuální evapotranspirace a intercepce je počítána z časových řad, pokud jsou uživatelem zadány. Povrchový odtok z povodí je založen na 2D metodě konečných diferencí šíření vlny a využívá stejnou velikost pole gridu jako v případě podzemního odtoku. Podpovrchový odtok v nenasycené zóně půdního profilu počítá proudění v zóně mezi povrchovým odtokem a hladinou podzemní vody. MIKE-SHE zahrnuje několik metod výpočtu, od jednoduchého dvouvrstvého modelu, přes gravitační model proudění až po model založený na řešení Richardsovy rovnice. Všechny uvedené přístupy vyžadují zadání specifických vlastností půdy (pórovitost, nasycená hydraulická vodivost apod.). Proto byla vytvořena databáze půd a osevních plodin, která nezbytné hydrologické a hydraulické charakteristiky obsahuje. Model proudění podzemní vody (2D nebo 3D) vychází z modelu MODFLOW (Graham a Butts, 2005) a je založený na metodě konečných diferencí. Pro popis postupu vlny v korytě je používána komponenta MIKE11, která je i samostatným 1D routing modelem. Samotný MIKE-SHE poskytuje možnosti simulace postupu vlny například pomocí

metod Muskingum a Muskingum-Cunge založených na řešení kinematické, resp. difuzní formy St. Venantových rovnic (rovnice kontinuity a momentová rovnice).

Nároky na vstupní data

Srážko-odtokový model MIKE-SHE vyžaduje data, která jsou pro tento typ modelu běžná. Pracuje s ASCII formáty, případně využívá data z vlastní databáze půd a prostřednictvím GIS nadstaveb zpracovává i prostorová data. Důležitá jsou vlastní data změřená přímo v povodí – odebrání půdních vzorků (komponenta proudění v nenasycené zóně), zaměření příčných profilů koryta, výpočet nebo odhad drsnostních součinitelů nebo data získaná analýzou satelitních a leteckých snímků (např. aktuální i historická data vegetačního pokryvu).

Kalibrace, vazba na GIS, další specifika modelu

Kalibraci modelu lze dělat jednak manuálně (vždy jde o časově náročný proces) nebo automaticky. Pro automatickou kalibraci byl firmou DHI vyvinut nástroj AUTOCAL, který umožňuje optimalizaci parametrů modelu podle stanovených požadavků a při zachování okrajových podmínek. Tato komponenta byla vyvinuta společně pro MIKE-SHE, MIKE11, MIKE21 a MIKE3. Pro některé produkty firmy DHI byly také vytvořeny nadstavby nástrojů GIS, které umožňují externě zpracovávat potřebná data. Příkladem jsou extenze Geomodel nebo MIKE11 GIS pracující pod softwarem ArcGIS.

Vybrané příklady aplikace

Tab. 4.3 Vybrané oblasti aplikace a reference modelu MIKE-SHE (podle Graham a Butts, 2005, upraveno)

Oblasti aplikace	Reference
Mode MIKE-SHE obecně	Abbott a Refsgaard (1996), Vázquez a Feyen (2007)
Management povodí	Christensen (2004), Jensen et al. (2002)
Modelování hydrologických extrémů	Adamec et al. (2007), Bobál et al. (2009)
Modelování podzemní vody	Liu et al. (2007), Sonnenborg et al. (2003), Madsen a Kristensen (2002)
Modelování eroze	Morgan et al. (1998)
Modelování dopadu změn land use na odtok	Lørup et al. (1998)
Parametrizace, kalibrace, validace modelu	McMichael et al. (2006), Butts et al. (2004), Sonnenborg et al. (2003), Refsgaard (1997)

HEC-HMS

Charakteristika modelu

Model HEC-HMS (Hydrologic Engineering Center – Hydrologic Modelling System) je pokračovatelem známého modelu HEC-1 vyvíjeného od 60. let armádou USA. Jedná se především o celistvý (lumped) model se soustředěnými parametry. Současný intenzivní vývoj ale směřuje k vývoji komponent s distribuovanými parametry (viz dále). Společně s rozvojem GIS se tak zvyšuje uplatnění a možnosti aplikace modelu. Na počátku devadesátých let se oddělila samostatná vývojová větev, model **WMS**, který směřuje více k modelům distribuovaným a také k modelům, ve kterých se výrazně uplatňuje spolupráce s GIS. Model HEC-HMS je široce používaný srážko-odtokový model, který je možné využít k řešení celé řady hydrologických úkolů. Podstatnou výhodou HMS je, že je jako freeware dostupný na internetu (HEC, 2010).

Hlavní komponenty modelu

Srážky a další klimatické charakteristiky jsou zadávány ve formě časových řad. Sněhový model je založen na metodě degree-day (lumped i distribuovaná varianta). V současné době probíhá implementace modelu energetické bilance. Výpočet evapotranspirace je umožněn metodami Priestley-Taylor (lumped i distribuovaná varianta) a pomocí měsíčních průměrů.

Komponenta počítající objem odtoku (Runoff-Volume Model) zahrnuje několik modelů, které má uživatel k dispozici. Jedná se například o metodu SCS CN křivek (Soil Conservation Service Curve Number), která je používána pro výpočet objemu odtoku v závislosti na hydrologických vlastnostech půdy, počátečním stavu nasycení nebo její využití (viz např. Mack, 1995). Jiné metody, které je možné v HMS využít, jsou například konstantní infiltrace, exponenciální pokles, Green-Ampt metoda nebo SMA (Soil Moisture Accounting). Parametry jsou většinou zadávány pro jednotlivá dílčí povodí, je ale možné využít i distribuované metody „Gridded SCS CN“ a „Gridded SMA“, které využívají pravidelné čtvercové sítě. V kombinaci s distribuovanou metodou výpočtu přímého odtoku (ModClark) a zadáním gridu úhrnu srážek je modelovací systém HMS plně distribuovaný.

Komponenta přímého odtoku (Direct-Runoff Model) slouží pro výpočet přímého odtoku (tvořený povrchovým odtokem a rychlým podpovrchovým odtokem). V modelu je použita metoda jednotkového hydrogramu (UH, Unit Hydrograph), případně její nejrůznější modifikace (Clarkův, Snyderův, SCS). Uživatel také může využít model kinematické vlny. V modelu je zahrnuta distribuovaná varianta Clarkova UH, model „ModClark“.

V komponentě podzemního odtoku (Baseflow Model) má uživatel na výběr například model lineární nádrže (O'Connor, 1976), exponenciálního poklesu (Chow et al., 1988) nebo jednoduchou metodu konstantního odtoku.

V komponentě korytového odtoku (Routing Model) má uživatel možnost simulovat odtok podle více modelů, například Muskingum, Muskingum-Cunge, Lag model, model kinematické vlny, případně modifikace těchto metod. Každá z těchto metod simuluje průtok v závěrovém profilu, přičemž vstupem je průtok v horním profilu, který je brán jako okrajová podmínka. Většina metod je založena na řešení aproximovaných základních rovnic proudění v otevřených korytech – rovnice kontinuity a momentové rovnice, dohromady označovány jako St. Venantovy rovnice (viz např. Feldman, 2000).

V případě potřeby je možné simulovat některé speciální případy jako například rozdělovací objekty, nádrže atd. V případě modelování nádrží se jedná o poměrně propracovanou komponentu, ve které jsou zadávány přesné parametry hrázových struktur a metod výpočtu, včetně simulace protržení hráze. V plánu je také začlenění komponenty pro výpočet transportu sedimentů.

Nároky na vstupní data

Potřeba vstupních dat v HEC-HMS se odvíjí od použitého modelu výpočtu jednotlivých komponent, časového a prostorového kroku výpočtu. Pro model HEC-HMS existuje podrobný technický manuál (dostupný na internetu), kde jsou jednotlivé parametry modelu podrobně popsány (Feldman, 2000; Scharffenberg a Fleming, 2009).

Kalibrace, vazba na GIS, další specifika modelu

Model HEC-HMS umožňuje jak manuální, tak automatickou kalibraci parametrů. Vzhledem k povaze a uplatnění modelu (pro povodí do 500 km²) se optimalizace parametrů většinou neprovádí na dlouhých časových řadách, ale spíše na jednotlivých událostech kratšího trvání. Vzhledem k tomu, že odhad parametrů se provádí na základě fyzicko-geografických charakteristik povodí, je možné model HMS uplatnit i pro simulaci procesů na nepozorovaném povodí, které plnohodnotnou kalibraci neumožňuje.

Pro model HMS byla ve spolupráci s firmou ESRI (Inc., Redlands, USA) vytvořena nadstavba ArcGIS, HEC-GeoHMS. Ta je propojena s další rozšířenou nadstavbou, ArcHydro Tools (Maidment, 2002). Obě extenze za pomoci digitálního modelu terénu počítají základní hydrologické charakteristiky povodí – hranice povodí, směry odtoku pro každé pole gridu, akumulace vody. Vytváří také hydrologicky korektní model terénu, tzn. model s vyplněnými bezodtokými sníženinami a pomáhají také s výpočty některých parametrů infiltrace a jednotlivých typů odtoku (např. parametry Clarkova UH). Výsledná data je možné jednoduše importovat do prostředí HMS.

Více informací a freeware modelů Hydrologic Engineering Center jsou dostupné na <http://www.hec.usace.army.mil>.

Vybrané příklady aplikace

Tab. 4.4 Vybrané oblasti aplikace a reference modelu HEC-HMS

Oblasti aplikace	Reference
Evapotranspirace	Moges et al. (2003)
Management povodí	Garcia et al. (2008), Jeníček (2008)
Modelování hydrologických extrémů	Knebl et al. (2005), Adamec et al. (2007), Jeníček (2009a), Bobál et al. (2009)
Modelování akumulace a tání sněhu	Jeníček (2009b)
Modelování dopadu změn land use na odtok	Chen et al. (2009), McColl a Aggett (2007), Jeníček (2009a), Jeníček (2009b), Unucka a Adamec (2008)
Parametrizace, kalibrace, validace modelu, nejistota	Markus et al. (2007), Maskey et al. (2004)

SACRAMENTO

Charakteristika modelu

Sacramento-Soil Moisture Accounting (**SAC-SMA**) je srážko-odtokový model, který je součástí knihovny modelovacích technik systému NWSRFS (National Weather Service River Forecast System) vyvíjený od poloviny 70. let národní meteorologickou službou (NWS) v USA (Burnash, 1995). Je založen na parametrizaci charakteristik půdní vlhkosti. V České republice je tento model součástí předpovědního systému Aqualog.

Hlavní komponenty modelu

Povodí je rozděleno na několik zón, které jsou propojeny do systému nádrží:

- evapotranspirace,
- vázaná (kapilárně vázaná) voda (Tension Water),
- volná voda (Free Water),
- povrchový odtok (Surface Flow),
- horizontální odtok (Lateral Drainage),
- vertikální odtok – perkolace (Vertical Drainage).

Základem půdního modelu je horní a spodní zóna. Obě mohou obsahovat vázanou i volnou vodu. Jakmile se v horní zóně naplní nádrž vázané vody, začne se plnit nádrž obsahující volnou vodu a současně perkoluje do spodní zóny. Po překročení kapacity horní nádrže začne povrchový odtok. Voda proudící do spodní nádrže plní nejprve její „vázanou“ část a poté i „volnou“ část. Odtok z těchto dvou zón se nazývá základní (bazální) odtok. Celkový odtok je tvořen součtem odtoku ze všech dílčích zón (Smith et al., 2000).

Nároky na vstupní data

Vzhledem k tomu, že se jedná o model půdní vlhkosti, jsou velmi důležitá data vyjadřující hydrologické charakteristiky půdy (pórovitost, polní kapacita, nasycená hydraulická vodivost apod.).

Kalibrace, vazba na GIS, další specifika modelu

Srážko-odtokový model Sacramento umožňuje jak automatickou, tak manuální kalibraci parametrů. Těch je k dispozici celkem 26 a dají se rozdělit do několika skupin, které se vážou k určité zóně (spodní a horní zóna vázané nebo volné vody, přímý odtok, evapotranspirace apod.). Srážko-odtokový model často bývá součástí větších předpovědních systémů.

Vybrané příklady aplikace

Tab. 4.5 Vybrané oblasti aplikace a reference modelu Sacramento

Oblasti aplikace	Reference
Operativní hydrologie	Hančarová (2006), Daňhelka et al. (2003), Kašpárek (2006)
Vstup srážek	Khakbaz et al. (2009), Finnerty et al. (1997)
Půdní infiltrace	Gan a Burges (2006)
Parametrizace, kalibrace, validace modelu, nejistota	Moreda et al. (2006), Reed et al. (2004), Gan a Burges (2006), Anderson et al. (2006)

SWAT

Charakteristika modelu

SWAT (Soil and Water Assessment Tool) je hydrologický koncepční model vyvinutý USDA ARS (United States Department of Agricultural, Agriculture Research Service), který se užívá například při predikci dopadů zemědělského managementu na bilanci sedimentů, polutantů nebo živin ve vodním prostředí. SWAT má charakter hydrologického transportního modelu, který modeluje časové změny sledovaných veličin. Model SWAT je šířen volně.

Hlavní komponenty modelu

Model rozděluje povodí na dílčí povodí, které jsou dále děleny na homogenní celky se stejným chováním – HRU (Hydrological Response Units). Tyto jednotky jsou v daném měřítku homogenní z hlediska land use a půdních vlastností (Gassman et al., 2007). Z hlediska klasifikace modelu dle prostorového rozdělení parametrů se tedy jedná o semi-distribuovaný model.

Po výpočet evapotranspirace je možné použít Penman-Monteith model, metodu Priestley-Taylor nebo metodu podle Hargreaves. Infiltrace může být vypočtena distribuovanou metodou SCS CN (stejně jako to umožňuje HEC-HMS) nebo metodou Green-Ampt. Půdní profil může být rozdělen až na 10 vrstev. Výpočet povrchového odtoku vychází z metody jednotkového hydrogramu dle SCS. Komponenta korytového odtoku je řešena modelem nádrže nebo metodou Muskingum (kinematická aproximace St. Venantových rovnic). Pro transport sedimentů využívá modifikovanou rovnici USLE (MUSLE, Modified Universal Soil Loss Equation). Pomocí dalších metod mohou být do modelu začleněny výpočty vlivu nádrží, zavlažování a transportu živin a znečišťujících látek.

Nároky na vstupní data

Klimatologická data představují časové řady srážek, teploty vzduchu, solární radiace, relativní vlhkosti vzduchu a rychlosti větru v časovém kroku, který odpovídá účelu aplikace a velikosti povodí. K odvození parametrů je využívána databáze půd s informacemi o půdním typu, zrnitosti, hloubce půdy a hydrologické skupině půdy.

Kalibrace, vazba na GIS, další specifika modelu

Model umožňuje jak manuální, tak automatickou kalibraci parametrů. Podobně jako u dalších popisovaných modelů, obsahuje SWAT i nástroje pro zpracování prostorových dat pomocí GIS, z nichž nejdůležitější jsou extenze pro GRASS GIS (SWAT/GRASS) a ArcView 3.x, resp. ArcGIS 9.x (AVSWAT-X, ArcSWAT). Pomocí těchto nástrojů je možné zpracovávat a analyzovat topografická data, data land use, data půdních charakteristik apod. Pro model SWAT byly vyvinuty i další podpůrné nástroje, například CRP-DSS jako podpora rozhodování, AUTORAN pro citlivostní analýzy nebo iSWAT pro automatizovaný výběr parametrů pro iterativní kalibraci modelu.

Vybrané příklady aplikace

Vyčerpávající přehled aplikací, včetně shrnutí úspěšnosti kalibrace modelu poskytuje (Gassman et al., 2007). Uvedení autoři poukazují také na silné a slabé stránky modelu a směry dalšího vývoje. Tabulka 6 proto uvádí vybrané aplikace modelu po vydání publikace Gassmana, tedy po roce 2007.

Tab. 4.6 Vybrané oblasti aplikace a reference modelu SWAT (od 2007)

Oblasti aplikace	Reference
Model obecně	Gassman et al. (2007)
Modelování kvality vody	Lam et al. (2010), Galván et al. (2009)
Dopady klimatických změn	Ficklin et al. (2009)
Management povodí	Jones et al. (2008)
Parametrizace, kalibrace, validace modelu, nejistota	Zhang et al. (2009), Yang et al. (2008)

HBV

Charakteristika modelu

Hydrologický model HBV je vyvíjen od počátku 70. let ve švédském meteorologickém a hydrologickém institutu (Bergström, 1995). Je součástí modelovacího systému IHMS (Integrated Hydrological Modelling System). Tento koncepční model využívaný jak pro krátkodobé, tak kontinuální simulace odtoku z povodí není sice v Česku moc rozšířený, je ale v širším měřítku využíván v zahraničí, především v zemích severní Evropy (Primožič et al., 2008).

Hlavní komponenty modelu

Sněhový model výpočtu akumulace a tání sněhu je založen na jednoduché metodě degree-day, který pracuje odděleně pro nadefinované výškové a vegetační zóny. Model půdní vlhkosti je hlavní výpočetní procedurou modelu HBV, která počítá tvorbu odtoku. Je řízena třemi parametry BETA, LP a FC. BETA řídí změnu půdní vlhkosti, LP je hraniční podmínka půdní vlhkosti, nad kterou evapotranspirace dosáhne potenciální hodnoty a FC je maximální hodnota obsahu vody v půdě (Daňhelka et al., 2003; Primožič et al., 2008). Do půdního modelu vstupují i další proměnné, například intercepce. Model tvorby odtoku je založen na jednotkovém hydrogramu.

Nároky na vstupní data

Mezi klasické datové vstupy patří časové řady srážek, teplot vzduchu, které se používají pro výpočet množství vody ve sněhové pokrývce a k výpočtu aktuální evapotranspirace a potenciální evapotranspirace (obvykle měsíční průměry). Výpočet se provádí v denním nebo i kratším časovém kroku v závislosti na účelu modelu a dostupných datech. Ze stavových veličin je třeba zadat obvyklé údaje o povodí (hydrografické, půdní, vegetační charakteristiky).

Kalibrace, vazba na GIS, další specifika modelu

V modelu HBV se využívá manuální způsob kalibrace, kde se parametry upravují do té doby, dokud není dosaženo uspokojivé shody (uvažuje se například procentní objemová chyba pozorované a simulované vlny, čas a velikost kulminace, koeficient variace apod.). Pro kalibraci modelu se používají časová data v denním i kratším kroku, údaje o evapotranspiraci se obvykle kalibrují v kroku měsíčním. Pro kalibrované události je třeba mít údaje o průtocích v závěrovém profilu. Pokud se jedná o povodí s nádrží, je možné pro výpočet přítoku využít data o stavu hladiny a odtoku z nádrže (Daňhelka et al., 2003). Celkový počet kalibrovatelných parametrů se pohybuje mezi 20–25.

Vybrané příklady aplikace

Tab. 4.7 Vybrané oblasti aplikace a reference modelu HBV

Oblasti aplikace	Reference
Model obecně	Bergström (1995)
Operativní hydrologie	Ollson a Lindström (2008)
Modelování tání sněhu a ledu	Primožič et al. (2008), Konz a Seibert (2010)
Modelování dopadu klimatických změn na odtok	Booij (2005), Akhtar (2008)
Modelování dopadu změn land use na odtok	Hundecha a Bárdossy (2004)
Parametrizace, kalibrace, validace modelu, nejistota	Abebe (2010), Das et al. (2008)

HYDROG

Charakteristika modelu

Srážko-odtokový model HYDROG byl vyvinut pro potřeby spojitě simulace odtoku z povodí s nádržemi (Starý, 1998; Hysoft, 2010). Při napojení na automatizovaný přenos ze srážkoměrných stanic lze v reálném čase předpovídat průtok v libovolném profilu v povodí. V současné době je systém v provozu například na ČHMÚ v rámci působnosti poboček Brno a Ostrava a na Povodí Labe, s. p., Povodí Ohře, s. p. a Povodí Odry, s. p.

Hlavní komponenty modelu

Na schematizaci povodí aplikuje HYDROG teorii grafů, kde hrany představují koryta toku, uzly odběrná místa, místa řízení nebo uzly říční sítě (Kašpárek, 2006). Plochy grafu pak tvoří povodí nebo jejich části. Charakteristiky, které se k plochám vztahují, jsou považovány za konstantní.

Půdní model respektuje ztrátu infiltrací podle Hortona. Podzemní odtok je zjednodušen tak, že v určitém časovém okamžiku je počítán jako poměr k celkovému podzemnímu odtoku v závěrovém profilu (vážen podle ploch dílčích povodí). Celkový podzemní odtok je simulován jako jedna nádrž a jeho časový průběh je dále řešen pomocí regresního modelu. Proudění vody v korytě se počítá ze St. Venantových rovnic metodou kinematické vlny. Součástí je i model akumulace a tání sněhové pokrývky typu degree-day. Pro simulaci chování vodních děl používá metodu Runge-Kutta IV (Kašpárek, 2006).

Nároky na vstupní data

Pro model HYDROG jsou potřeba obdobné datové vstupy jako v jiných modelech. V zásadě je tento model vyvíjen pro operativní předpověď a díky tomu klade důraz především na správný vstup a interpretaci srážek. Je také možné využít radarových odhadů, nebo lze zakomponovat výstupy meteorologického předpovědního modelu ALADIN. Potřebné jsou i časové řady teplot a vodní hodnoty sněhu. Data je také možné operativně spravovat v databázi Aquabase (součástí hydrologického předpovědního systému **Aqualog**). Další data tvoří především odtoky z nádrží a přítoky do řešeného povodí (pokud existují). Stejně jako v jiných modelech je třeba stanovit stavové charakteristiky povodí (sklon a drsnost povrchu, půdní charakteristiky atd.).

Kalibrace, vazba na GIS, další specifika modelu

Model HYDROG nevyžaduje kontinuální provoz, je ho tedy možné spustit jen v případě výskytu povodně. Počáteční podmínkou je velikost podzemního odtoku.

Vybrané příklady aplikace

Tab. 4.8 Vybrané oblasti aplikace a reference modelu HYDROG

Oblasti aplikace	Reference
Model obecně	Starý (1998)
Operativní hydrologie	Kašpárek (2006)
Modelování hydrologických extrémů	Adamec et al. (2007), Bobál et al. (2009)

NASIM

Srážko-odtokový model NASIM (Niederschlag-Abfluss Simulation Model) je vyvíjen německou firmou Hydrotec GmbH od počátku 80. let jako nástroj pro podporu hydrologů a ekologů při plánování nejrůznějších vodohospodářských systémů a také jako součást, která je využívána pro hydrologickou předpověď (Hydrotec, 2003).

NASIM patří do skupiny koncepčních deterministických modelů, využívající semi-distribuovaný přístup dělení parametrů a proměnných veličin. Zároveň je možné zakomponovat i stochastickou složku (pomocí produktu Kludon), a to hlavně při dlouhodobých předpovědích nebo při plánování vodohospodářských staveb.

Model reprezentuje srážko-odtokový proces pomocí několika samostatných komponent, k jejichž výpočtu používá celou řadu osvědčených metod (pro sních temperature-index, pro infiltraci metodu exponenciálního poklesu, pro přímý odtok metodu, která využívá jednotkového hydrogramu, pro odtok v korytě upravenou metodu Kalinin-Miljukov). Pro zpracování prostorových dat byly vyvinuty nadstavby ArcView, další komponenty byly vyvinuty například pro zpracování časových řad a výsledků simulací. Nevýhodou modelu pro aplikaci mimo území Německa je skutečnost, že je poměrně těsně navázán na německé datové zdroje a specifické formáty dat. To do určité míry ztěžuje (ale nevylučuje) aplikaci na jiných územích.

V současné době je NASIM nejvíce využíván ministerstvem životního prostředí ve spolkové zemi Nordrhein-Westfalen, používá se ale i pro projekty aplikovaného výzkumu v různých institucích a univerzitách po celém Německu (Schulte et al., 2007). V České republice byl model použit v práci Jeníčka (2005).

SWIM

Model SWIM (Soil and Water Integrated Model) je vyvíjen na Institutu pro výzkum dopadů klimatu v Potsdami (Potsdam Institute for Climate Impact Research, Německo). Je určený k modelování hydrologického cyklu, eroze, růstu vegetace a transportu živin v povodích na úrovni mezoměřítko. Model SWIM je možné také využít k modelování regionálních dopadů změn klimatu a vegetace na hydrologické systémy. Model SWIM je založen na modelech SWAT (Gassman et al., 2007) a MATSALU (Krysanova et al., 1989), ze kterých přebírá některé výpočtové moduly (evapotranspirace, infiltrace, povrchový a podpovrchový odtok atd.). K reprezentaci povodí používá, stejně jako SWAT, rozdělení na dílčí povodí, které dále dělí na homogenní odtokové plochy (z hlediska land use a půdních vlastností). Pro zpracování prostorových dat slouží nástroj SWIM/GRASS, který je začleněn do GRASS GIS. V České republice je model používán například Ústavem hydrodynamiky AV ČR (Košková a Němečková, 2009).

DALŠÍ MODELY

S rozvojem GIS databází a možností bodově charakterizovat sklon terénu, pokryv vegetací, permeabilitu půdy apod., byly navrženy další distribuované hydrologické modely, které výstupy zobrazují jako mapy (2-D distribuovaná data). V USA (US

Army Corps of Engineers) byl takto vytvořen ve spolupráci s univerzitami model **GSSHA** (Gridded Surface/Subsurface Hydrologic Analysis), který má využití v inženýrských projektech, přičemž řízení I/O a komunikace s GIS je umožněna systémem WMS (Watershed Modelling System).

Jiným distribuovaným hydrologickým modelem je například **Vflo** (Vieux & Associates, Inc., Vieux, 2004), který užívá GIS a radarové měření srážek pro predikci a post-procesingovou analýzu. Model má využití v ochraně staveb, operativní předpovědi povodní, projektování nádrží, ochraně kvality povrchových vod apod. Je škálovatelný od malých povodí až na mezoměřítko.

Dlouhodobé řízení nádrží a vodohospodářských soustav má za cíl optimální využití vodních zdrojů v dlouhodobém časovém kontextu ve fázi návrhu (projektu). Do této oblasti patří především nalezení dostatečné kapacity nádrží, aby byly schopny uspokojit všechny odběratele vody s požadovanou spolehlivostí. U již vybudovaných nádrží a jejich soustav se hledá nejlepší způsob jejich využití, což vede k optimalizaci provozu nádrží, zpravidla s měsíčním časovým krokem. Deterministické modely jsou pro účely operativního managementu nádrží málo spolehlivé, a proto se zkoumá možnost využití stochastických modelů a metod nelineární optimalizace (Fošumpaur, 2001).

Základní srážko-odtokový model může být doplněn dalšími moduly, které modelují kvalitu vody (koncentraci vybraných látek), půdní erozi a transport plavenin a sedimentů nebo chování vybraných složek vodních ekosystémů. Patří sem i modely ekonomické nebo vodohospodářské, které slouží managementu toků a inundačních území. V poslední době jsou vyvíjeny modely pro laickou veřejnost, resp. serverové aplikace, které mohou sloužit při jednání soukromých i veřejných subjektů nad vodohospodářskými plány. Hydrologické modely nacházejí uplatnění i v zemědělství a lesnictví, zejména v oblasti plánování adaptačních opatření vzhledem k pravděpodobným dopadům změny klimatu (studie zranitelnosti a adaptační strategie).

4.3.2 Hydrodynamické modely

MIKE 11

MIKE 11 (DHI, Dánsko) je komplexní jednorozměrný matematický model pro simulace proudění, kvality vody a pohybu splavenin v otevřených korytech a inundačních územích. Jedná se o efektivní nástroj pro inženýrskou činnost v oblasti vodních toků a říčních systémů, např. při řešení protipovodňové ochrany, vývoje kvality vody a řízení vodohospodářských objektů vody. Model má vestavěnou optimalizaci a poskytuje odhad nejistoty výsledků. Model může být dynamicky propojen s jinými modely DHI, což zvyšuje jeho rozsah využití. Typické aplikace zahrnují:

- rizikovou analýzu povodní a jejich předpověď,
- optimalizaci provozu nádrží,
- posouzení ekologické a chemické kvality vody v tocích a nádržích,
- předpovědi změn kvality vody a posouzení vlivu bodových zdrojů,
- kvantifikaci transportu sedimentů a plavenin,
- integrovanou ochranu povrchových a podzemních vod.

MIKE 21

MIKE 21 je komplexní dvourozměrný matematický model pro simulace proudění vody s volnou hladinou a souvisejících jevů, jako je pohyb splavenin, kvalita vody, eutrofizace, šíření znečištění, cyklus těžkých kovů, účinky větru a vlnění. Model je široce využíván pro modelování říčních systémů.

MIKE FLOOD integruje MIKE 21, MIKE 11 a MIKE URBAN do jednoho programového rámce. Slouží jako přídatný modul, který výrazně rozšiřuje možnosti ve zpracování a prezentaci výsledků simulací. Byl vytvořen především pro generaci a prohlížení map zátopy, zátopových čar, hloubek vody a výšky hladiny v zájmových územích. Tok v regulovaných korytech je modelován jako jednorozměrný, zatímco neregulovaná koryta a záplavová území jsou modelována jako dvourozměrná. Umožňuje také vytvářet animace a exportovat všechny typy výsledků pro další zpracování.

DALŠÍ MODELY

Mezi další hydrodynamické modely, které jsou často aplikovány pro modelování proudění vody v korytě, patří např. další z volně dostupných modelů Hydrologic Engineering Center **HEC-RAS** (Bruner, 2008), **Hydrocheck** (Hydrosoft, 2010) a **Flo 2D** (Armento, 2008). Uvedené modely je možné použít i pro řešení obtížnějších problémů, například protržení hrází (HEC-RAS, Flo 2D) a modelování bahenních proudů (Flo 2D).

4.3.3 Modely hydrologické bilance

Existuje celá řada modelů hydrologické bilance, které kvantifikují jednotlivé komponenty hydrologické bilance (srážky, evapotranspirace, odtok) v různých časových krocích (rok, měsíc, den). Mezi modely aplikované v České republice patří například model **BILAN** (Horáček et al., 2008; Tallaksen a van Lanen, 2004) nebo model **WBCM** (Water Balance Conceptual Model, Kovář, 2006).

BILAN

Model Bilan byl vyvinut ve VÚV T.G.M. Model počítá v měsíčním kroku chronologickou hydrologickou bilanci povodí či území. Vyjadřuje základní bilanční vztahy na povrchu povodí, v zóně aerace, do níž je zahrnut i vegetační kryt povodí, a v zóně podzemní vody.

Vstupními daty jsou teplota vzduchu (průměrné měsíční teploty), srážky (měsíční srážkové úhrny), relativní vlhkost vzduchu (průměrné měsíční vlhkosti vzduchu) a odtoková výška. Řada průměrných měsíčních výšek odtoku v závěrovém profilu povodí se používá pro kalibraci parametrů modelu. Výpočtem se modelují jednotlivé složky hydrologické bilance (potenciální evapotranspirace, územní výpar, infiltrace do zóny aerace, průsak touto zónou, zásoba vody ve sněhu a v půdě, zásoba podzemní vody a celkový odtok).

Pro modelování hydrologické bilance ovlivněné změnou klimatu jsou vstupem do modelu Bilan časové řady meteorologických veličin, které se pro jednotlivá povodí vypočítávají prostřednictvím klimatických scénářů (založené na simulacích regionálními modely HIRHAM a RCAO pro období 2071–2100 při uvažovaném vývoji podle emisních scénářů SRES A2 a SRES B2 a udávají se v prostorovém rozlišení 50 km x 50 km). Parametry modelu Bilan jsou odvozeny ze simulací pro nezměněné klimatické podmínky. Předpokládá se, že tyto parametry se nemění a jsou použity pro simulace složek hydrologické bilance pro uvažované scénáře klimatické změny a pro srovnání i pro nezměněné klimatické podmínky.

Výsledky simulací ukazují např. poměr průměrných ročních průtoků modelovaných pro scénáře klimatické změny a pro současnost v jednotlivých profilech, relativní změny průměrných průtoků v jednotlivých měsících pro referenční rok v daných profilech, relativní změny průměrných výšek odtoků v daných profilech.

4.3.4 Modely eroze a transportu sedimentů

Modely eroze a transportu sedimentů jsou často součástí komplexních srážko-odtokových a hydrodynamických modelů. Mezi často používané modely patří **AnnAGNPS**, **SWAT**, **ErosionN 2D**, **Erosion 3D** a **Flo 2D**. Více informací naleznete v kapitole o půdních modelech (Kap. 5.1.2).

4.3.5 Modely šíření znečištění ve vodním prostředí

Modelování jakosti vod zahrnuje predikci kontaminace vod plošnými a bodovými zdroji. Modely obsahují matematický popis různých fyzikálně chemických dějů, jako

je transport v korytě, disperze polutantu a jeho interakce se sedimenty a bentosem, rozkladné reakce apod. Modely jsou založeny na bilanci hmoty sledovaného polutantu pomocí základní bilanční diferenciální rovnice. Jednodušší modely předpokládají, že tok je transversálně i vertikálně promícháván, takže výsledkem je jednorozměrná funkce koncentrace polutantu v čase a vzdálenosti od zdroje. Jedním z prvních modelů byl QUAL I vyvinutý v USA a s vývojem výpočetní techniky zdokonalovaný (QUAL II) po dobu 30 let (Orlob, 1982).

QUAL II

QUAL II (Grenney, 1978) byl užit pro plánování jakosti vody v povrchových tocích, např. Jordan River, Utah. Umožňoval popis ustáleného stavu i kvazi-dynamických změn. Jeho modernizovanou verzí jsou modely **QUAL2K** (Q2K) a **QUAL2E** (Q2E) vyvinuté US EPA v druhé polovině 80. let (Brown a Barnwell, 1987) jako praktické nástroje vodní politiky (Shanahan et al., 1998). Teplota a světlo je modelováno v denním cyklu. Model zahrnuje bodové zdroje znečištění a bodové odběry vody. Tok je segmentován, takže model umožňuje reprezentaci říčních sítí. Organické látky jsou rozděleny z hlediska kyslíkové bilance na rychle a pomalu degradovatelné (BOD-fast a BBOD-slow). QUAL2K umožňuje modelovat anoxické stavy. Denitrifikace za nízké koncentrace kyslíku je popsána kinetikou prvního řádu. Model dále umožňuje postihnout interakce mezi sedimentem a vodní fází, růst řas a patogenních organismů.

CE-QUAL-W2

Model CE-QUAL-W2 je dvourozměrný (laterálně průměrovaný) hydrodynamický model umožňující modelování jakosti vody. Model je kontinuálně vyvíjen od roku 1975 a vychází z modelu LARM (Laterally Averaged Reservoir Model), který vyvinuli Edinger a Buchlak (1985). První aplikace LARM byly lineární nádrže bez přítoků. Další modifikace zahrnují implementaci modulu GLVHT (Generalized Longitudinal-Vertical Hydrodynamics and Transport Model), který umožnil modelovat říční sítě, a algoritmu k modelování jakosti vody vyvinutého US Army Engineer Waterways Experiment Station (WES).

Vzhledem k tomu, že se předpokládá laterální homogenita, je model vhodný k popisu dlouhých úseků relativně úzkých toků, které vykazují podélné a vertikální gradienty sledovaných parametrů. Mohou být modelovány také říční sítě i nádrže. Model využívá variabilní 3-D síť s proměnlivou délkou a výškou segmentů a je založen na hydrostatické aproximaci. Je možno modelovat turbulentní tok. Časový krok je interně optimalizován za podmínky zachování numerické stability výpočtu. Část CE-QUAL-W2 modelující jakost obsahuje popis kinetiky eutrofizace

a růstu řas. Dnový sediment je modelován jako separátní oddíl, který akumuluje tuhé částice, uvolňuje nutrienty a přijímá kyslík. Model byl vyvinut na základě kontraktu s Portland State University (supervize Dr. Scott Wells). Verze 3.6 obsahuje manuál, řešené příklady a separátní datový pre-procesor s GUI.

První a druhá verze CE-QUAL-W2 neobsahovala žádný post-procesor pro názornou prezentaci výsledku. Tento nedostatek dle Fošumpauera (2003) částečně řeší současná třetí verze programu. Data mohou být v průběhu simulace zobrazována pomocí dostupného komerčního programu Compaq Array Viewer, což není pro praktického uživatele optimální z několika důvodů. Jak uvádí Fošumpaur (2003), proces simulace nelze z vnějšku ovlivnit a to vylučuje možnost zobrazení rozložení kvality vody podle vybraného ukazatele v libovolném okamžiku. Dále uživatel nemá kontrolu nad výstupními daty nutnou pro jejich další využití, např. pro řízení kvality vody v nádrži.

CE-QUAL-W2, který je volně dostupný (<http://www.ce.pdx.edu/w2/>), lze aplikovat na podélně-vertikální hydrodynamiku a jakost vody ve stratifikovaných (nádrže) a nestratifikovaných tocích. Umožňuje modelovat chování řas, epifyton/perifyton, zooplanktonu a makrofyt, dále umožňuje modelovat různé umělé struktury jako jezy a plavební komory, změny koncentrace organických látek (jako BSK), živin a kyslíku. Model byl využit ČVUT (Katedra hydrotechniky) k modelování nádrže Římov.

WASP7

WASP7 je dalším modelem vyvinutým US EPA pro účely regulace (Water Quality Analysis Simulation Program), který vznikl zdokonalením modelu WASP vyvinutého počátkem 80. let (Di Toro et al., 1983; Connolly a Winfield, 1984; Ambrose et al., 1988). Model slouží k predikci a interpretaci změn jakosti vody v závislosti na přírodních dějích i antropogenním znečištění. Modeluje pochody ve vodním sloupci a bentosu, přičemž modelované procesy jsou advekce, disperze, difuze fázovým rozhraním. WASP je možno kombinovat s hydraulickými a hydrologickými modely, modely transportu sedimentů apod., které modelu poskytují vstupní charakteristiky, např. rychlosti toku v průřezu koryta, teplotu, salinitu a bilanci sedimentů. Model byl užit ke studiu eutrofizace (Tampa Bay, Potomac River), znečištění PCBs (Great Lakes) nebo toxickými kovy (Deep River, Savannah River). WASP je vybaven datovým pre-procesorem, který umožňuje rychlou přípravu (editace, převod různých datových formátů apod.) vstupních dat, a post-procesorem MOVEM, který umožňuje vizualizaci výstupu formou různých map a grafů.

EPD-RIV1

Model EPD-RIV1 je soubor programů k provádění jednorozměrných simulací jakosti vody v závislosti na hydraulických podmínkách. Vychází z CE-QUAL-RIV1

a sestává z hydrodynamického modelu, který je aplikován jako první a poskytuje vstupy do části modelu, která simuluje kvalitu vody. Model umožňuje modelování 16 stavových proměnných (teplota, živiny, BSK, řasy, koliformní bakterie, železo, mangan a další dva uživatelem zvolené polutanty). EPD-RIV1 umožňuje také modelovat vliv makrofyty. Model sloužil k implementaci konceptu TMDLs (Total Maximum Daily Loads), tj. maximálního přípustného denního zatížení toku vypouštěnými polutanty. Původní model WES byl postupně vybaven pre- a post procesorem dat, umožňuje ukládat datové soubory k jednotlivým projektům a simulačním scénářům. Model je integrován s databází WRDB (Water Resources Database) postupně připravovanou US EPA pro určité regiony. Vzhledem k rozsáhlým datovým souborům může uživatel chybějící data extrapolovat nebo nahradit expertními odhady. Model obsahuje statistický modul a umožňuje konstrukci nejrůznějších grafů.

AQUATOX

Model AQUATOX slouží k predikci transportu polutantů, jako jsou živiny a organické látky a jejich vliv na ekosystémy včetně ryb, bezobratlých, perifytonu (nárostová společenstva) a vodních rostlin. AQUATOX je nástroj pro ekology, biology, modeláře kvality vody a odborníky, kteří se zabývají hodnocením ekologických rizik ve vodních ekosystémech.

SWAT 2000

Model SWAT 2000 byl vyvinut k hodnocení eroze a totální zátěže fosforem z plochy povodí. SWAT je model povodí s distribuovanými parametry vyvinutý USDA (Agricultural Research Service, Grassland, Soil and Water Research Laboratory, Temple, Texas) (Neitsch et al., 2003). Model je používán a distribuován US EPA. Vzhledem k tomu, že se jedná o distribuovaný model, jsou datové nároky vysoké a manipulace s daty je náročná na výpočetní prostředky. Model využívá ArcView GIS rozhraní, které transformuje data do formátu vstupů využitelných modelem. Topografie je získávána z elevačních sítí (10 m rozlišení) dostupných z USGS Seamless Data Distribution System (<http://seamless.usgs.gov/viewer.htm>) pomocí digitálního modelu DEM (Digital Elevation Model). Charakteristiky říční sítě jako je sklon koryta, délka, šířka a tvar jsou získány DEM.

Půdní charakteristiky jsou získány z půdních databází STATSGO (State Soil Geographic Database), NRCS (Natural Resources Conservation Service) MIADS a SSURGO (Soil Survey Geographic Database). Např. NRCS MIADS má rozlišení 200 m. Vegetační pokryv (7 kategorií) je v rozlišení 30 m poskytován systémem Land Cover vyvinutým firmou Applied Analysis Incorporated (AAI). Rozdělení sub-povodí je prováděno DEM, přičemž každé sub-povodí je rozloženo do HRU (Hydraulic Response Units). Celkový počet modelovaných HRU je až 2 599.

Meteorologická data jsou reprezentována pozorovanými denními srážkovými úhrny, minimálními a maximálními teplotami. Zdrojem dat je National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) Cooperative Observation Network. Protože data z vybraných stanic jsou typicky nekonzistentní, musí být před použitím upravována.

HBV

Kvalitu povrchových vod modeluje již výše zmiňovaný model HBV (Hydrologiska Byråns Vattenbalansavdelning), model vyvinutý ve Skandinávii jako bilanční a transportní model. Model byl později jako HBV-EC doplněn moduly na úpravu dat (podpora řady GIS formátů) a I/O vizualizaci vyvinutými firmou Green Kenue (dříve EnSim Hydrologic).

SIJAK

Charakteristika modelu

Simulační model jakosti povrchových vod byl vyvinut ve VÚV T.G.M. (Pícek et al., 2010) s podporou výzkumného záměru MŽP0002071101 – Výzkum a ochrana hydrosféry – výzkum vztahů a procesů ve vodní složce životního prostředí, orientovaný na vliv antropogenních tlaků, její trvalé užívání a ochranu, včetně legislativních nástrojů. Pro užití aplikací platí licenční podmínky a lze je instalovat na lokální pevný disk počítače vybaveného operačním systémem Windows2000/XP s aktuální verzí runtime komponenty Microsoft.NET Framework. Nástroje modelu jsou vyvíjené a realizované pod souhrnným označením VSTOOLS a obsahují prostředky pro provádění různých typů analýz a modelování vodohospodářských jevů na síti vodních toků. Model simuluje vstupy znečištění do povrchových vod a jeho transport ve vodních tocích a nádržích a využívá vstupní údaje z celostátně vedených databází a lze jej aplikovat při řešení rozsáhlých povodí České republiky.

Hlavní komponenty modelu

Aplikace modelu jsou tvořeny vlastním výpočetním jádrem (program zajišťující vlastní výpočet koncipovaný jako samostatně použitelná aplikace) a doplňkovými funkcemi, zajišťujícími správu dat a průběh výpočtů.

Zpracování simulačního modelu jakosti povrchových vod navazuje na zpracování simulačního modelu množství povrchových vod, z něž přejímá většinu prvků vodohospodářské soustavy a také výsledky simulací ve formě časových řad průtoků. SIJAK pracuje s definovanou vodohospodářskou soustavou, která obsahuje množinu prvků, propojených vzájemnými vazbami. V zájmové oblasti (vybraném

povodí) je definována soustava prvků, které charakterizují chování celé soustavy z hlediska změn jakosti povrchových vod. Prvky soustavy simulačního modelu lze rozdělit na prvky s funkcí regulující jakost vody (vodní nádrže a úseky toků), prvky definující vstup hodnocené látky do soustavy (zdroje znečištění bodové a plošné, vstupy ve formě přirozeného pozadí) a prvky plnící kontrolní funkci (profily hodnotící plnění požadavků na jakost vod). V simulačním modelu je při výpočtu reálná soustava reprezentována pouze významnými profily a vliv ostatních prvků soustavy je k těmto profilům agregován (tj. např. vliv vypouštění určité látky je přičten k nejbližše níže položenému profilu soustavy). Základem simulačního výpočtu jsou rovnice odbourávání znečištění v říční síti (redukce přítomné látky v toku podle sklonu úseku toku a aktuálního průtoku) a rovnice redukce znečištění ve vodních nádržích (v závislosti na době zdržení a aktuálním průtokem). V profilech soustavy jsou tímto způsobem generovány simulované látkové toky případně koncentrace hodnocené látky v měsíčním kroku a v celkové délce odpovídající použité časové řadě průtoků, která může představovat požadované průtokové situace (např. ekologické průtoky, minimální průtoky, dlouhodobé simulované řady průtoků). Takto vytvořené časové řady látkových toků, případně koncentrací, jsou následně statisticky vyhodnoceny způsobem, který odpovídá příslušnému účelu hodnocení (hodnocení podle nařízení vlády 61/2003 Sb. v platném znění, hodnocení podle Rámcové směrnice pro vodu apod.), a jsou porovnány s odpovídajícími standardy. Následně je vyhodnocen stav v jednotlivých profilech soustavy. Vyhodnocení bilančních stavů v profilech soustavy představuje nadstavbu simulačního modelu jakosti povrchových vod určenou zejména pro zpracování vodohospodářské bilance současného, případně i výhledového stavu jakosti povrchových vod.

V současné době je v modelu simulováno chování tří jakostních ukazatelů – BSK_5 , celkového dusíku a celkového fosforu, nicméně model je koncipován jako univerzální a lze jím řešit v podstatě libovolné další látky/ukazatele.

Nároky na vstupní data

Datové vstupy, které vyžaduje používání simulačního modelu, jsou údaje o struktuře polohy (identifikace sítě vodních toků, lokalizace jevů/profilů vzhledem k říční síti), požadavky užívání vody (tj. měsíční hodnoty vypouštění do povrchových vod, měsíční hodnoty vstupů znečištění z plošných zdrojů, měsíční hodnoty přirozených vstupů látek do povrchových vod (hodnoty přirozeného pozadí), hydrologické podklady (simulované časové řady průměrných měsíčních průtoků ve všech profilech, které v modelu reprezentují vodohospodářskou soustavu, časové řady ekologických průtoků ve všech profilech, které v modelu reprezentují vodohospodářskou soustavu) a technické parametry objektů v profilech soustavy (objemy významných nádrží, celkové plochy malých vodních nádrží v povodích IV. řádu, sklony a délky úseků toků pro výpočet doby dotoku a rychlosti proudění).

Vstupní a výstupní data simulačního modelu jsou uložena v souborech, představujících jednotlivé tabulky a geografické vrstvy modelu a vytvářejí tak účelovou geodatabázi. Tabulková (popisná) data jsou uložena ve formátu TXT. Vektorová geografická data s údaji o poloze plošných a liniových objektů jsou uložena ve formátu SHP (resp. v trojici souborů s koncovkami SHP, SHX a DBF).

Kalibrace, vazba na GIS, další specifika modelu

Aplikace umožňuje rutinní provádění výpočtů v grafickém uživatelském prostředí (GUI). Kromě samotných výpočetních funkcí aplikace nabízí nástroje pro organizaci výpočtu, administraci vstupních dat, zobrazení a prezentaci výsledků výpočtů, zejména formou tabulek a map. Tabulková data lze rovněž prohlížet v aplikaci Microsoft Excel nebo integrovaném prohlížeči html.

Výhodou také je, že připravovat vstupní data a zpracovávat výstupy je možné běžně dostupnými prostředky (editory, prostředky GIS) mimo uživatelské prostředí simulačního modelu. Vstupní data, která mají vzhledem k simulaci zásobní funkce soustavy spíše trvalý charakter (popis říční sítě a dílčích povodí, charakteristiky vodních nádrží, vstupní časové řady) a geografická data plošných a liniových objektů, je možné naplnit a upravovat pouze externími prostředky. Např. údaje o vstupech plošného znečištění pro hodnocené ukazatele jsou před vložením do simulačního modelu zpracovány a vyhodnoceny separátně (geografická analýza dat v prostředí ArcGIS/MapInfo) a teprve výsledky pro jednotlivá povodí IV. řádu (hrubé úseky toků) jsou promítnuty na říční síť a je s nimi nakládáno jako s bodovými vstupy znečištění. Naopak poloha bodových objektů (profilů) je dána souřadnicemi v souřadném systému uloženými v atributní části geodatabáze.

4.3.6 Modely aquatických ekosystémů

MIKE BASIN

Model MIKE BASIN využívá komerční systém ArcGIS a představuje tak nástroj integrovaného managementu vodních zdrojů a ochrany životního prostředí. Programový rámec MIKE BASIN v sobě obsahuje i modely MIKE11 a MIKE-SHE. Modely vyvinul DHI. MIKE BASIN je užíván jako podpora rozhodování při hodnocení scénářů zásobování vodou, optimalizaci nádrží, využívání hydroenergie, projektování zavlažovacích systémů, využívání podzemních vod apod. Model umožňuje multikriteriální optimalizaci a umožňuje hodnocení nákladové efektivity při aplikaci regulačních nástrojů. Z hlediska modelování kvality zahrnuje model čistě advektivní transport a chemické reakce s kinetikou nultého a prvního řádu.

DSSAM

Model DSSAM, který slouží k analýze antropogenních vlivů (užívání půdy a management povodí), byl vyvinut US EPA. Model predikuje koncentrace živin, suspendovaných částic a rozpuštěného kyslíku. Vychází z konceptu TDML (Total Daily Maximum Load), tedy environmentální kvality povrchových vod (viz Rámcová směrnice vodní politiky ES). TDML je základem regulace bodových i povrchových zdrojů v USA. DSSAM zahrnuje chemické a biochemické reakce většiny polutantů, přičemž bere v úvahu také populační dynamiku bentosu. DSAAM byl nástroj k hodnocení dopadů legislativy regulující zavlažování (tzv. xeriscape ordinances) a vlivů zemědělství (plošné zdroje). Model DSSAM umožnil efektivní ochranu ohrožených druhů pstruha říčního v povodí Truckee River.

4.3.7 Modely aplikované v lesním hospodářství

Tyto modely slouží k posouzení vlivu lesního hospodářství na hydrologické procesy a jakost vody v zalesněných částech povodí a zároveň k získání vstupů do lesnických produkčních modelů (časový vývoj přírůstku lesa, zranitelnost lesních ekosystémů apod.). Rozsáhlá je zejména literatura, která se týká možných dopadů změny klimatu na lesní ekosystémy. Hydrologické implikace změny klimatu je možno modelovat na základě představ o změnách srážek a teplot pomocí klasických srážko-odtokových modelů. Vhodnost těchto modelů byla posuzována různými autory a jsou k dispozici přehledné články (Pike, 1995; Pike et al., 2007; Hutchinson, 2007; Werner a Bennett, 2009; Beckers et al., 2009). Například Beckers et al. (2009) porovnává z uživatelského hlediska celou řadu modelů (BROOK90, WRENSS, ForWaDy, UBC-UF Peak Flow Model, UBCWM, CRHM, DHSVM, RHESys, WaSiM-ETH) aplikovatelných v lesním hospodářství.

4.4 Integrovaný management povodí a DSS

Důležitost srozumitelné interpretace výstupů z různých modelů (hydrologie, kvalita vod, ekonomické nástroje, ochrana ekosystémů) a zejména komunikace s veřejností, která má právo na účast v rozhodovacích procesech (Aarhuská úmluva), demonstrují na příkladu Dánska, kde se užívají standardně modely vyvinuté DHI, Dorge a Windolf (2003). Ten, kdo koordinuje vytváření vodní politiky na národní úrovni nebo vytváří plány povodí, by měl nejen užívat modely jako nezastupitelné nástroje k vytváření a posuzování scénářů, efektivity legislativních a ekonomických nástrojů, analýzy rizik apod., ale i být schopen komunikovat s lokálními politiky, zástupci soukromého sektoru nebo veřejnosti.

Bruen (2007) diskutuje použitelnost rozhodovacích technik pro posuzování návrhů vodní politiky a plánů povodí. Protože se jedná vždy o multikriteriální rozhodování, nabízí se možnost využití rozhodovacích nástrojů, které byly vyvinuty v oblasti podnikového managementu nebo strategického plánování jako např. **AHP** (Analytical Hierarchy Process), **ELECTRE** anebo **MAUT** (MultiAttribute Utility Theory). Metoda **AHP**, která byla publikována v 70. letech, je relativně jednoduchá a transparentní, a byla za tři desetiletí aplikována mnohokrát v oblasti vodního hospodářství (např. Anagnostopoulos et al., 2005; Duckstein et al., 1994; Srdjevic, 2007).

Podobně jako **AHP** lze užít k výběru mezi variantami i metody **ELECTRE** nebo **MAUT**. Techniky multikriteriálního rozhodování obecně vyžadují – již při zadání projektu – formulovat kroky vedoucí ke generování variant vedoucích ke kvantifikovanému cíli, kriteria k výběru variant a způsoby syntézy kolektivních rozhodnutí z individuálních výsledků rozhodování. Uplatnění výše uvedených technik v environmentálním managementu se věnuje separátní část projektu.

Některé modely jsou jako **DST** také veřejně dostupné pro laické uživatele. Patří k nim **Water Balance Model** provozovaný jako serverová aplikace fy **QUALHYMO** (**QUALity HYdrology Model**, <http://www.waterbalance.ca/>) působící v Kanadě. Je konstruován jako rozhodovací nástroj pro ochranu staveb, nakládání s dešťovými vodami, prevenci půdní eroze, management malých toků, využití podzemních vod, ochranu mokřadů a vodních ekosystémů, optimalizaci rekreačního využití toků apod. Model má široké vazby na lokální udržitelný rozvoj a poskytuje vybrané ekonomické výstupy. Uživatelé jsou rozlišováni podle jejich odborné kompetence (veřejnost, regulátor, odborníci). Z hydrologického hlediska se jedná o základní srážkově-odtokový model.

Pro prezentaci výsledků a mezinárodní srovnávání slouží model **PSR** („pressure-state-response“ – „vliv-stav-odezva“) používaný v OECD nebo **DPSIR** („driving forces-pressure-state-impact-response“ – „hnací síly-vliv-stav-dopad-odezva“) vytvořený Evropskou environmentální agenturou (OECD, 1993; Stanners a Bourdeau, 1995), které pracují s environmentálními indikátory. Tyto indikátory mají poskytnout informace o problémech životního prostředí takovým způsobem, který umožní rozhodovací sféře posoudit jejich závažnost. Pro Českou republiku byly vytvořeny podrobnější indikátory s dlouhodobými časovými řadami ukazatelů umožňující posuzovat přibližování stavu jakosti vody v tocích k cílům, a to v rámci **Projektu Labe II** ve Výzkumném ústavu vodohospodářském, T.G.M, v.v.i. (Nesměrák, 2006).

4.5 Užití hydrologických modelů v České republice

Moderní ochrana životního prostředí se neobejde bez hydrologických a transportních modelů. Jak doporučují Kovář a Sklenička (2003), je nutné, aby studie využití krajiny (územní plány, revitalizace) obsahovaly vždy i soubor protipovodňových opatření, stanovených na základě kvalitní hydrologické analýzy s použitím matematických modelů, moderní výpočetní techniky a technik GIS. Hydrologické modely byly v České republice užívány (a vyvíjeny) již v 80. letech; vývoj byl omezen nejen výpočetní technikou, ale i programovacími technikami. Přesto některé starší modely byly užívány i v 90. letech.

Model hydrologické bilance **WBCM** (Water Ballance Conceptual Model) byl užit Kovářem (ČZU Praha) například k modelování rekultivace silně hydrologicky narušeného území (povrchová těžba uhlí) nebo modelování malých povodí, vlivu odlesnění apod. Model byl vyvíjen v 80. letech a zahrnuje povrchový a podpovrchový odtok, evapotranspiraci a akumulaci podzemních vod.

Srážko-odtokový model **KINFIL** (Kovář et al., 2002; Kovář et al., 2006) byl užit ke studiu vlivu sítě komunikací v zalesněné a zemědělské krajině. Model KINFIL patří do kategorie srážko-odtokových modelů distributivních, fyzikálně založených na teorii infiltrace přívalových dešťů a transformace přímého odtoku na svazích povodí a v korytě. Model využívá fyzicko-geografických charakteristik povodí a hydraulických vlastností půdy, které mohou být získány buď přímým měřením, nebo analýzou mapových podkladů. Díky tomu může být model aplikován v nepozorovaných povodích. Model je primárně určen k odvození kulminačních průtoků při variantních simulacích s různými vstupními podmínkami, například změna land use (odlesnění, urbanizace atd.). K výpočtu infiltrace model používá fyzikálně založenou metodu Green-Ampt a nepřímo také využívá konceptu CN křivek. Byly jím modelovány změny stavu lesa, kdy například dojde k 50% smýcení porostu v těžebním věku. Modelované povodňové kulminace byly v tomto případě o 10–15 % vyšší než reálné (pozorované) maximální průtoky. Ve spojení s nástroji GIS, které mohou charakterizovat plošnou heterogenitu povodí, byl použitý model prakticky aplikován jako nástroj pro prevenci povodní a povodňový management.

Další český srážko-odtokový model **DesQ-MaxQ** vyvinul Prof. Hrádek (Hrádek a Kuřík, 2001). Tento model je určen pro stanovení návrhových charakteristik povodňových vln v nepozorovaných profilech malých povodí vyvolaných přívalovými dešti a pro výpočet ovlivnění maximálních průtoků a objemů povodňových vln změnou charakteristik povodí (DesQ-MaxQ, 2010).

Poslední desetiletí je pro Českou republiku charakteristické odklonem od modelů vlastních, vyvíjených na národní úrovni (důvodem byla omezená dostupnost modelů zahraničních). Přichází nová generace hydrologů, kteří měli např. možnost studia v zahraničí nebo se podílejí na společných projektech.

Výběrem vhodného srážko-odtokového modelu se zabývá Jeníček (2007), který uvádí následující **výběrová kritéria**:

1. Přizpůsobivost místním podmínkám a úkolu, na který je model aplikován.
2. Schopnost simulovat odtokový proces v prostorovém i časovém kroku, který odpovídá velikosti povodí.
3. Propojení srážko-odtokového modelu s podrobným korytovým (routing) modelem.
4. Dostupnost dat, která jsou modelem vyžadována.
5. Vazba na podpůrné programy, např. pro zpracování dat, vytváření grafických výstupů, zapojení GIS.
6. Komerční dostupnost modelu, dostupná systémová podpora, reference.

Pokud má být model použit např. pro národní protipovodňovou varovnou službu, pak nároky na jeho vhodnost (kontext), vazbu na GIS a podpůrné programy, komunikaci s databázemi a datovými zdroji a systémovou podporu je rozhodující. V oblasti aplikovaného výzkumu nebo výuky hraje velkou roli i cena a možnost vlastního vývoje (modifikace) modelu nebo implementace nových modulů i pozitivní reference v literatuře. Nekomerční modely jsou sdíleny mezi výzkumnými a akademickými pracovišti.

Nutnost lepšího modelování, a tím i povodňových předpovědí, vyplynula ze škod způsobených povodní v roce 1997 a po roce 2000. V současnosti jsou používány předpovědní modely **Sacramento** v operativní hydrologii (Hančarová, 2006; Daňhelka et al., 2003; Kašpárek, 2006). SAC-SMA (více v Kap. 4.3.1) je součástí knihovny modelovacích technik předpovědního systému **AquaLog**, který je používán na ČHMÚ k operativní předpovědi v povodí Labe a Vltavy (Řiřicová a Daňhelka, 2000). Celý systém je navázán na další komponenty (sněhový model SNOW17, korytový model TDR, řízení nádrží MAN) a celou řadu programových prostředků od napojení na systémy automatického sběru dat, přes jejich databázové zpracování (v Aqualogu k tomu slouží databáze Aquabase) až po varovné systémy protipovodňové ochrany. V povodích Odry a Moravy byly implementovány modely **HYDROG** a **MIKE11-FF**. Model HYDROG byl vyvinut pro potřeby spojitě simulace odtoku z povodí s nádržemi (Starý, 1998; Hysoft, 2010) a v současné době je systém v provozu rovněž v rámci působnosti poboček ČHMÚ Brno a Ostrava a na Povodí Labe a Ohře. Charakteristika modelu je uvedena v Kap. 4.3.1. Modely provozované ČHMÚ ve spolupráci s podniky povodí jsou propojeny s meteorologickou předpovědní službou, protože nejvýznamnější veličinou, která ovlivňuje předpověď průtoků, jsou srážky a teploty. Tyto veličiny jsou získány z předpovědního modelu ALADIN ve formě rastrových polí.

Systémy AquaLog a HYDROG jsou propojeny s operativní databází AquaBase, která zajišťuje automatické zpracování primárních dat. Modely produkují předpovědi průtoků; v případě povodňového rizika se předpovědi generují několikrát denně. Statisticky se vyhodnocuje úspěšnost předpovědí, která nejvíce závisí na nejistotě vstupů. Předpovídané průtoky s předstihem 24 hodin s absolutní odchylkou menší než 20 % od reálných hodnot se považují za velmi úspěšné, v toleranci 30 % za úspěšné. Vztah mezi srážkami a průtoky je nelineární, chybu ovlivní i nehlášené (neplánované) manipulace na nádržích. Řičicová a Daňhelka (2000) vyhodnotili statisticky přesnost předpovědí srážek, která se mění během roku. Celkově (celoroční průměr) dochází k mírnému nadhodnocení předpovědí, v VI. a VII. měsíci naopak k podhodnocení. V horských oblastech je výskyt předpovědních chyb (> 10 mm) větší než u ostatních oblastí České republiky.

Zkušenosti byly od roku 1990 získány i s některými dalšími hydrologickými modely. Aplikovatelnost zahraničních modelů je limitována jejich dostupností, takže modely, které jsou dostupné volně (freeware) jsou aplikovány pochopitelně snadněji než modely komerční. Volně dostupný model **HEC-HMS** (více v Kap. 4.3.1) byl použit v několika studiích Jeníčka (2008, 2009a, 2009b) a spolu s komerčním modelem **MIKE-SHE** (více v Kap. 4.3.1) při modelování hydrologických extrémů (Adamec et al., 2007). MIKE SHE byl využit rovněž např. v projektu ČHMÚ pro MŽP 1D/1/5/05. Vývoj metod predikce stavů sucha a povodňových situací na základě infiltračních a retenčních vlastností půdního pokryvu České republiky, jehož cílem bylo poskytnout takové údaje o míře nasycení půdního profilu, retenční kapacitě půd, infiltraci a propustnosti půd, využitelné vodní kapacitě a odtoku, které umožní zpracovat a modelovat předpovědi povodňových stavů a předpovědi fyziologického sucha pro menší i větší povodí a rámcově pro celé území České republiky. Pro určování míry nasycení půdního profilu, jako rozdílu mezi srážkami a evapotranspirací, byl využit pro vybraný počet klimatologických stanic model AVISO, který pracuje operativně v denním kroku. Plošné simulace jednotlivých charakteristik vodního režimu – odtoky, obsah vody v půdě, hloubka hladiny podzemní vody apod., potřebné pro indikaci rychlé odtokové odezvy nebo příznaků hydrologického sucha, umožnil nakalibrovaný modelovací systém MIKE SHE. Jeníček (2005) testoval použitelnost srážko-odtokového modelu **NASIM** (Hydrotec GmbH), který je užíván v Německu pro praxi i výzkum (více v Kap. 4.3.1). V aplikovaném výzkumu v České republice ale pravděpodobně použit nebyl. Další německý model, **SWIM** (více v Kap. 4.3.1), je v České republice používán například ústavem hydrodynamiky AV ČR (Košková a Němečková, 2009). Z hydrodynamických modelů je v České republice využíván např. model **Hydrocheck** (Hydrosoft, 2010). Mezi modely hydrologické bilance aplikované v České republice patří například model **BILAN** (Horáček et al., 2008; Tallaksen a van Lanen, 2004) nebo model **WBCM** (Water Balance Conceptual Model, Kovář, 2006). Více informací k modelu BILAN naleznete v Kap. 4.3.3.

K modelování jakosti vod nádrže Římov byl využit na Katedře hydrotechniky ČVUT hydrodynamický model **CE-QUAL-W2** (viz Kap. 4.3.5). Modelový systém pro simulaci hydrologie a transportu fosforu, který je složen z modelu povodí HSPF (Hydrologic Simulation Program-Fortran) a modelu nádrže CE-QUAL-W2, a zkušenosti s jeho aplikací pro nádrž Římov publikoval Turek et al. (2006). Studie prokázala, že modelovací systém (HSPF) dokáže uspokojivě popsat hydrologický režim povodí a zachycuje hlavní sezónní dynamiku fosforu a velké erozní události na přítoku do nádrže Římov. Scénářová studie potvrdila v povodí nádrže Římov větší význam bodových zdrojů na znečištění povrchových vod rozpuštěným fosforem, kdy sezónní dynamika je podstatně určována ředěním odpadních vod.

Vstupy znečištění do povrchových vod a jeho transport ve vodních tocích a nádržích simuluje **SIJAK** (Simulační model jakosti povrchových vod, více v Kap. 4.3.5). Model využívá vstupní údaje z celostátně vedených databází a lze jej aplikovat při řešení rozsáhlých povodí České republiky. Model byl aplikován v projektu VÚV pro povodí Vltavy (2007). Výsledky modelu jsou však poznamenány nedostatkem dat (problém zejména u fosforu). Do budoucna je výhodou, že model dovede strukturovat v území a systematicky shromáždit data. Při tvorbě Plánů oblastí povodí pro období 2009–2015 se nevyužíval, ale jeho výsledky by s nimi neměly kolidovat.

Koncept environmentálních indikátorů, které mají za cíl poskytnout informace o problémech životního prostředí takovým způsobem, který umožní rozhodovací sféře posoudit jejich závažnost, byl v České republice navržen Výzkumným ústavem vodohospodářským, T.G.M, v.v.i. v rámci **Projektu Labe II**. Byly vytvořeny podrobné indikátory, zaměřené na problematiku ochrany jakosti vody v tocích (Nesměrák, 2006). Indikátory Projektu Labe II umožňují posuzovat přibližování stavu jakosti vody v tocích k cílům, kterými jsou národní, mezinárodní nebo nadnárodní imisní standardy jakosti vody v tocích. Indikátory Projektu Labe II pracují zásadně s dlouhodobými časovými řadami ukazatelů národního hospodářství (zejména hrubého domácího produktu a nákladů vkládaných do ochrany jakosti vody v tocích) a ukazatelů jakosti vody v tocích. Rovněž byl hledán vztah mezi vynaloženými investičními náklady na odstranění tuny znečištění u zdrojů znečištění a vývoj tohoto specifického nákladu v čase a vztah mezi vynaloženými investičními náklady a snížením odnosu tuny znečištění hraničním profilem Labe a vývoj toho specifického nákladu v čase.

Pro zpracování bilance současného a výhledového stavu jakosti povrchových a podzemních vod byl použit **simulační model vodohospodářské soustavy** původně zpracovaný ve VÚV Praha pro hodnocení množství vody, který byl upraven pro potřeby hodnocení vybraných jakostních ukazatelů (Rosendorf, 2009). Model současného stavu jakosti vody řešil jakost vod ve 12 ročních měsících a vypočetl prognózu stavu jakosti vody po realizaci plánovaných opatření u bodových, plošných a difúzních zdrojů znečištění. Výsledky řešení byly zpracovány do interaktivní podoby na prezentačním DVD s využitím mapového prohlížeče WebMap.

Pro druhou etapu vodohospodářského plánování byl vyvinut systém **PLANOP**, což je webová aplikace určená pro podporu rozhodování v oblasti povodí, vyžadovaná směrnicí Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky (tzv. rámcová směrnice). Řešení navazuje na Metodiku pro hodnocení dopadu uvažovaných opatření na kvalitu vody pomocí modelu **MIKE BASIN**, zpracovanou DHI a.s. v listopadu 2009 (Tachecí, 2009). Tato metodika vychází z modelu současného stavu jakosti vody a zatížení povodí ve 12 ročních měsících a z prognózy stavu po realizaci plánovaných opatření u bodových, plošných a difúzních zdrojů znečištění. Řešení obsahuje některé sofistikovanější postupy než model VÚV Praha. Teoretická část metodiky v MIKE BASIN vychází z modelu odhadu příčin a velikosti plošných a difúzních zdrojů znečištění, respektive modelu rozdělení látkového toku určitým profilem na toku na látkový tok pocházející z bodových zdrojů znečištění a na látkový tok pocházející z plošných a difúzních zdrojů znečištění (Nesměrák 2007; Nesměrák 2009).

4.6 Směry vývoje hydrologických modelů

4.6.1 Nejistota v modelování

Hydrologické modelování je nástrojem geografické analýzy, která vychází ze zjednodušeného popisu přírodního systému. Toto zjednodušení s sebou nese i nejistotu. Její vyjádření je v současnosti jedno z hlavních témat hydrologie (Daňhelka, 2005), kterému je věnována velká pozornost. Krzysztofowicz a Maranzano (2004) označují jako hlavní zdroj chyb v modelu tzv. **hydrologickou nejistotu** (Hydrological uncertainty processor). Kromě toho pro potřeby operativních předpovědí vyčleňuje Krzysztofowicz ještě **nejistotu operativní** (Operational uncertainty processor), danou chybějícími a chybně měřenými daty, a **nejistotu vstupů** (Input uncertainty processor), která vzniká chybou měřicích přístrojů a chybou meteorologických předpovědí.

4.6.2 Prostorová distribuce parametrů

Vzhledem k tomu, že obecným problémem hydrologie je rozdíl mezi prostorovými měřítky, na nichž jednotlivé modelované procesy probíhají (infiltrace, povrchový a podpovrchový odtok, odtok v korytě apod.), je autory modelů hledána optimální prostorová diskretizace modelu. Dehotin a Braud (2008) uvádějí, že měřítko modelu a tedy jeho optimální parametrizace a množství dat závisí na účelu modelování a na dominantním procesu. Pak je možné hydrologické modely konstruovat z jednotlivých modulů podle kontextu, ve kterém bude model aplikován.

Některé studie uvádějí, že určité problémy na středně velkých povodích mohou být důsledkem nedostatečné prostorové schematizace modelu (Hlavčová et al., 2009; Jeníček, 2009b). U srážko-odtokových modelů se jedná především o prostorovou distribuci půdních parametrů, kde se ukázaly problémy vznikající z celistvého (lumped) přístupu. V některých případech by tedy použití distribuovaného přístupu mohlo vést k lepším výsledkům zatíženým menší mírou nejistoty.

4.6.3 Kalibrace modelů

Významný prostor je také věnován postupům kalibrace modelu, především procesu automatické optimalizace vstupních parametrů (Khakbaz et al., 2009; Liu, 2009). Jak plyne z výsledků některých prací a jak také uvádí četná literatura (Beven, 2001; Jeníček, 2009b), je u srážko-odtokových modelů velmi obtížné (pokud vůbec možné) nakalibrovat takový model, který by byl schopný modelovat všechny typy událostí. Rozdíly jsou nejenom mezi modelováním letních a zimních povodní, ale také v různém charakteru příčinných srážek (konvektivní, stratiformní srážky). Proto je přínosná kalibrace více sad parametrů pro modelování různých událostí.

4.6.4 Nepozorovaná povodí

Jiným tématem současného hydrologického modelování je parametrizace/kalibrace modelů a modelování v nepozorovaných povodích, kde nejsou k dispozici vstupní data ke kalibraci modelu (srážkoměrné stanice a limnigrafy). Navíc u modelování extrémních událostí (např. povodně, sucho) v povodích středních velikostí jsou existující data pro kalibraci (verifikaci) modelu většinou nedostatečná, protože obsahují jen malou část týkající se srážkových a průtokových extrémů. Viviroli et al. (2009) užívali model PREVAH (Precipitation-Runoff-Evapotranspiration-HRU) tak, že ze sledovaných povodí vybírali vhodný benchmark („nejbližšího souseda“) pro studované povodí, kde data o průtocích a srážkách nejsou dostatečná nebo úplně chybí. Podobnost mezi benchmarkem a studovaným povodím měřili matematickou technikou, jaká se užívá u analýzy podobnosti (měření vzdálenosti objektů v n-rozměrném prostoru tvořeném porovnávanými parametry – deskriptory objektů), resp. shlukové analýzy.

Často jsou parametry modelu odvozovány na základě fyzicko-geografických vlastností povodí, které lze odvodit z dostupných digitálních podkladů, například analýzou digitálního modelu terénu. Uvedený způsob přispívá k lepší parametrizaci na nepozorovaných povodích. V České republice lze vycházet například z prací Šercl (2008) a Šercl (2009).

Seznam literatury

- ABBOTT, M. B., REFSGAARD, J. C. (Eds.) *Distributed Hydrological Modelling*. Dordrecht: Kluwer Academic, 2006.
- ABEBE, N. A., OGDEN, F. L., PRADHAN, N. R. Sensitivity and Uncertainty Analysis of the Conceptual HBV Rainfall-Runoff Model: Implications for Parameter Estimation. *Journal of Hydrology*, 2010, doi:10.1016/j.jhydrol.2010.06.007.
- ADAMEC, M., HANZLOVÁ, M., HORÁK, J., UNUCKA, J., ŽIDEK, D. Modelování hydrologických extrémů s podporou DPZ a GIS. In Langhammer, J. (Ed.) *Změny v krajině a povodňové riziko*. Praha: PŘF UK, 2007. p. 51–62.
- AKHTAR, M., AHMAD, N., BOOIJ, M. J. The impact of climate change on the water resources of Hindukush–Karakorum–Himalaya region under different glacier coverage scenarios. *Journal of Hydrology*, 2008, Vol. 355, Issue 1–4, p. 148–163.
- ARMENTO, M. C., GENEVOIS, R., TECCA, P. R. Comparison of numerical models of two debris flows in the Cortina d'Ampezzo area, Dolomites, Italy. *Landslides*, 2008, No. 5, p. 143–150.
- AMBROSE, R. B. *WASP4, A Hydrodynamic and Water Quality Model. Model Theory. User's Manual, and Programmer's Guide*. Athens, GA: USEPA, 1988. EPA/600/3-87-039.
- ANAGNOSTOPOULOS, E. P., PETALAS, C., PISINARAS, V. *Water resources planning using AHP and PROMETHEUS multicriterial methods: The case of Nestos River Greece*. The 7th Balkan Conference on Operational Research. Constanta, Romania, May 2005.
- ANDERSON, R. M., KOREN, V. I., REED, S. M. Using SSURGO data to improve Sacramento Model a priori parameter estimates. *Journal of Hydrology*, 2006, Vol. 320, Issue 1–2, p. 103–116.
- BECKER, A., SERBAN, P. *Hydrological models for water – resources system design and operation*. Operational Hydrology Report No. 34. Geneva: WMO, 1990. 80 p.
- BECKERS, J., SMERDON, B., WILSON, M. Review of hydrologic models for forest management and climate change applications. In *British Columbia and Alberta, Forum for Research and Extension in Natural Resources Society*. Kamloops, British Columbia, Canada, 2009.
- BERGSTRÖM, S. The HBV model. In Singh, V. P. (Ed.) *Computer Models of Watershed Hydrology*. Highlands Ranch: Water Resources Publications, 1995. p. 443–476.
- BEVEN, K. J. *Rainfall-runoff modelling. The Primer*. London: John Wiley & Sons, 2001.
- BOBÁL, P., ĐURICHA, M., JAŘABÁČ, M., PODHORÁNYI, M., RICHTAVSKÝ, J., ŠÍR, B., UNUCKA, J., VAVROŠ, P., ŽIDEK, D. *Srovnání výsledků hydrologického a erozního modelování s terénním výzkumem karpatských flyšových povodí* [on-line]. In Pešková, K. 16. ročník mezinárodního sympozia GIS Ostrava 2009. Dostupné z: <http://gis.vsb.cz/GIS_Ostrava/GIS_Ova_2009/sbornik/index.htm>.
- BOOIJ, M. J. Impact of climate change on river flooding assessed with different spatial model resolutions. *Journal of Hydrology*, 2005, Vol. 303, Issue 1–4, p. 176–198.
- BROWN, L. C., BARNWELL, T. O. *The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Documentation and user manual*. Athens, GA: USEPA – Env. Res. Laboratory, 1987. EPA /600/3-87/007. 189 p.
- BRUEN, M. Systems analysis – a new paradigm and decision support tools for the water framework directive. *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.*, 2007, No. 4, p. 1 491–1 518.

- BRUNER, G. W. *HEC-RAS River Analysis System, Hydraulic Reference Manual*. Davis: U. S. Army Corps of Engineers, 2008, 411 p.
- BURNASH, R. J. C. The NWS River Forecast System – catchment modeling. In Singh, V. P. (Ed.) *Computer Models of Watershed Hydrology*. Highland Ranch: Water Resource Publications, 1995. p. 311–366.
- BUTTS, M. B., PAYNE, J. T., KRISTENSEN, M., MADSEN, H. An evaluation of the impact of model structure on hydrological modelling uncertainty for streamflow prediction. *Journal of Hydrology*, 2004, Vol. 298, p. 242–266.
- CHEN, Y., XU, Y., YIN, Y. Impacts of land use change scenarios on storm-runoff generation in Xitiaoxi basin, China. *Quaternary International*, 2009, Vol. 208, Issue 1–2, p. 121–128.
- CHOW, V. T., MAIDMENT, D. R., MAYS, L. W. *Applied hydrology*. New York: McGraw-Hill, 1988.
- CHRISTENSEN, F. D. *Coupling between the river basin management model (MIKE BASIN) and the 3D hydrological model (MIKE SHE) with use of the OpenMI system*. In 6th International Conference on Hydroinformatics, Singapore, 2004.
- CLARKE, R. T. *Mathematical models in hydrology. Irrigation and Drainage paper No. 19*. Rome: FAO, 1973.
- CONNOLLY, J. P., WINFIELD, R. *A User's Guide for WASTOX, a Framework for Modeling the Fate of Toxic Chemicals in Aquatic Environments. Part 1: Exposure Concentration*. Gulf Breeze, FL: USEPA, 1984. EPA-600/3-84-077.
- CRAWFORD, N. H., LINSLEY, R. K. *Digital simulation in hydrology: Stanford Watershed Model IV*. Technical Report No. 39. Palo Alto, CA: Stanford University, 1966.
- DAŇHELKA, J. (2005). *Nejistota operativních hydrologických předpovědí*. Disertační práce. Praha: PřF UK v Praze, 2005. 217 p.
- DAŇHELKA, J., KREJČÍ, J., ŠÁLEK, M., ŠERCL, P., ZEULÁK, J. *Posouzení vhodnosti aplikace srážko-odtokových modelů s ohledem na simulaci povodňových stavů pro lokality na území ČR*. Praha: ČZÚ, 2003. 214 p.
- DAS, T., BÁRDOSSY, A., ZEHE, E., HE, Y. Comparison of conceptual model performance using different representations of spatial variability. *Journal of Hydrology*, 2008, Vol. 356, Issue 1–2, p. 106–118.
- DEHOTIN, J., BRAUD, I. Which spatial discretization for distributed hydrological models? Proposition of a methodology and illustration for medium to large-scale catchments. *Hydrology and Earth System Sciences*, 2008, No. 12, p. 769–796.
- DESEQ-MAXQ. *Program DesQ – MaxQ* [online]. [cit. 2010-06-13]. Dostupné z: <<http://www.desq-maxq.cz/index.html>>.
- DHI. *DHI, a.s.* [online]. [cit. 2010-06-13]. Dostupné z: <<http://www.dhi.cz/>>.
- DI TORO, D. M., FITZPATRICK, J. J., THOMANN, R. V. *Water Quality Analysis Simulation Program (WASP) and Model Verification Program (MVP) Documentation*. Hydroscience, Inc., Westwood, NY: USEPA, 1983.
- DORGE, J., WINDOLF, J. Implementation of the Water Framework Directive – can we use models as a tool in integrated river basin management? *In River, J. Basin Management*, 2003, Vol. 1(2), p. 165–171.
- DUCKSTEIN, L., TREICHEL, W., MAGNOUNI, S. E. Ranking ground-water management alternatives by multicriterion analysis. *Journal of Water Resources Planning Management*, ASCE, 1984, No. 120, p. 546–565.

- EDINGER, J. E., BUCHAK, E. M. *Numerical Waterbody Dynamics and Small Computers*. Proceedings of ASCE 1985 Hydraulic Division Specialty Conference on Hydraulics and Hydrology in the Small Computer Age. Lake Buena Vista, FL: American Society of Civil Engineers, Aug. 1985.
- FELDMAN, A. D. (Ed.) *Hydrologic Modeling System HEC-HMS, Technical Reference Manual*. Davis: USACE, 2000. 155 p.
- FICKLIN, D. L., LUO, Y., LUEDELING, E., ZHANG, M. Climate change sensitivity assessment of a highly agricultural watershed using SWAT. *Journal of Hydrology*, 2009, Vol. 374, Issue 1–2, p. 16–29.
- FINNERTY, B. D., SMITH, M. B., SEO, D. J., KOREN, V., MOGLEN, G. E. Space-time scale sensitivity of the Sacramento model to radar-gage precipitation inputs. *Journal of Hydrology*, 1997, Vol. 203, p. 21–38.
- FLEMING, G. *Deterministic models in hydrology. Irrigation and Drainage paper, 32*. Rome: FAO, 1979. 80 p.
- FOŠUMPAUR, P. *Postprocesor modelu kvality vod v nádrži* [online]. Sborník příspěvků konference MATLAB 2002. [cit. 2010-06-13].
Dostupné z: <http://dsp.vscht.cz/konference_matlab/matlab02/fosumpaur.pdf>.
- FOŠUMPAUR, P., NACHÁZEL, K., PATERA, A. A decision making model for flood control operation. In *Modern Techniques for dams – Financing, Construction, Operation, Risk assessment*, 69. Annual Conference ICOLD, Dresden, 2001.
- GALVÁN, L., OLÍAS, M., DE VILLARÁN, R. F., DOMINGO SANTOS, J. M., NIETO, J. M., SARMIENTO, A. M., CÁNOVAS, C. R. Application of the SWAT model to an AMD-affected river (Meca River, SW Spain). Estimation of transported pollutant load. *Journal of Hydrology*, 2009, Vol. 377, Issue 3–4, p. 445–454.
- GAN, T. Y., BURGESS, S. J. Assessment of soil-based and calibrated parameters of the Sacramento model and parameter transferability. *Journal of Hydrology*, 2006, Vol. 320, No. 1–2, p. 117–131.
- GARCÍA, A., SAINZ, A., REVILLA, J. A., ÁLVAREZ, C., JUANES, J. A., PUENTE, A. Surface water resources assessment in scarcely gauged basins in the north of Spain. *Journal of Hydrology*, 2008, Vol. 356, Issue 3–4, p. 312–326.
- GASSMAN, P. W., REYES, M. R., GREEN, C. H., ARNOLD, J. G. The soil and water assessment tool: historical development, applications, and future research directions. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 2007, Vol. 50, Issue 4, p. 1 211–1 250.
- GRAHAM, D. N., BUTTS, M. B. Flexible, integrated watershed modelling with MIKE SHE. In Singh, V. P., Frevert, D. K. *Watershed Models*. CRC Press, 2005. p. 245–272.
- GRENNY, W. J., TEUSCHER, M. C., DIXON, L. S. Characteristics of the Solution Algorithms for the QUAL II River Model. *Water Pollution Control Federation*, 1978, Vol. 50, Issue 1, p. 151–157.
- HANČAROVÁ, E. Využití výsledků měření sněhové pokrývky pro modelování předpovědi průtoků. In *Proceedings of the 11th annual Snow Meeting*. Jablonec nad Nisou: Czech Hydrometeorological Institute, 2006. p. 52–58.
- HEC. *Hydrologic Engineering Center* [online]. [cit. 2010-06-13].
Dostupné z: <<http://www.hec.usace.army.mil/>>.

- HLAVČOVÁ, K., SZOLGAY, J., KOHNOVÁ, S., HORVÁT, O. The limitations of assessing impacts of land use changes on runoff with a distributed hydrological model: case study of the Hron River. *Biologia*, 2009, Vol. 64, Issue 3, p. 589–593.
- HORÁČEK, S., KAŠPÁREK, L., NOVICKÝ, O. *Estimation of climate change impact on water resources by using Bilan water balance model*. In Brilly, M. and Šraj, M. (Eds.). XXIVth Conference of the Danubian Countries on the Hydrological Forecasting and Hydrological Bases of Water Management [CD-ROM]. Ljubljana: Slovenian National Committee for the IHP UNESCO, June 2008.
- HORTON, R. E. The role of infiltration on the hydrologic cycle. *Trans. Am. Geophys. Union*, 1933, No. 145, p. 446–460.
- HORTON, R. E. Erosional development of streams and their drainage basins: Hydrological approach to quantitative geomorphology. *Bull. Geol. Soc. Am.*, 1945, No. 56, p. 275–330.
- HRÁDEK, F., KUŘÍK, P. *Maximální odtok z povodí – teorie svahového odtoku a hydrologický model DesQ-MAX Q*. Praha, ČZU v Praze, 2001.
- HUNDECHA, Y., BÁRDOSSY, A. Modeling of the effect of land use changes on the runoff generation of a river basin through parameter regionalization of a watershed model. *Journal of Hydrology*, 2004, Vol. 292, Issue 1–4, p. 281–295.
- HUTCHINSON, D. Modelling hydrologic effects of landscape disturbance – an introduction. In *Mountain pine beetle and watershed hydrology workshop*. Preliminary results of research from BC, Alberta and Colorado, Ramada Inn, Kelowna, BC, July 2007.
- HYDROTEC, GMBH. *Dokumentation zu Niederschlag-Abfluss Modell NASIM*. Aachen: Hydrotec, 2003. 557 p.
- HYDROSOFT. *Hydrosoft Veleslavín s.r.o.* [online]. [cit. 2010-06-13]. Dostupné z: <<http://www.hydrosoft.eu>>.
- HYSOFT. *Hysoft* [online]. [cit. 2010-06-13]. Dostupné z: <<http://www.hysoft.cz/>>.
- JENÍČEK, M. *Aplikace matematického modelu NASIM pro simulaci srážko-odtokových poměrů v povodí Černé vody*. Diplomová práce. Praha: PřF UK v Praze, 2005. 104 p.
- JENÍČEK, M. Modelování srážko-odtokových procesů na malých a středně velkých povodích. In Langhammer, J. (Ed.) *Povodně a změny v krajině*. Praha: PřF UK v Praze a MŽP ČR, 2007. p. 101–109.
- JENÍČEK, M. *Modelling the effect of small reservoirs on flood regime in the Chomutovka river basin*. In Brilly, M. and Šraj, M. (Eds.). XXIVth Conference of the Danubian Countries on the Hydrological Forecasting and Hydrological Bases of Water Management [CD-ROM]. Ljubljana: Slovenian National Committee for the IHP UNESCO, June 2008.
- JENÍČEK, M. (2009a). Runoff changes in areas differing in land-use in the Blanice River basin – application of the deterministic model. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, 2009, Vol. 57, Issue 3, p. 154–161.
- JENÍČEK, M. (2009b). *Modelování průběhu extrémních povodní v kontextu krajinných změn a integrované protipovodňové ochrany*. Disertační práce. Praha: PřF UK v Praze, 2009. 128 p.
- JENSEN, R. A., HANSEN, A. M., REFSGAARD, J. C. Trans-boundary water management, the role of mathematical models in project design and conflict alleviation. In Aldama, A., Aparicio, F. J., Equihua, R. (Eds.) *Proceedings of the First International Symposium on Transboundary Water Management. Avances in Hidraulica*, 2002, No. 10, p. 3–10. Monterrey N.L., Mexico.

- JONES, C., SULTAN, M., YAN, E., MILEWSKI, A., HUSSEIN, M., AL-DOUSARI, A., AL-KAISY, S., BECKER, R. Hydrologic impacts of engineering projects on the Tigris–Euphrates system and its marshlands. *Journal of Hydrology*, 2008, Vol. 353, Issue 1–2, p. 59–75.
- KAŠPÁREK, L. (Ed.) *Vyhodnocení jarní povodně 2006 na území ČR* [online]. Praha, VÚV T. G. M., c2006 [cit. 2010-06-13]. Dostupné z: < <http://www.chmi.cz/hydro/pov06/>>.
- KHAKBAZ, B., IMAM, B., HSU, K., SOROOSHIAN, S. From lumped to distributed via semi-distributed: Calibration strategies for semi-distributed hydrologic models. *Journal of Hydrology*, 2009. doi:10.1016/j.jhydrol.2009.02.021.
- KNEBL, M. R., YANG, Z.-L., HUTCHISON, K., MAIDMENT, D. R. Regional scale flood modeling using NEXRAD rainfall, GIS, and HEC-HMS/RAS: a case study for the San Antonio River Basin Summer 2002 storm event. *Journal of Environmental Management*, 2005, Vol. 75, No. 4, p. 325–336.
- KONZ, M., SEIBERT, J. On the value of glacier mass balances for hydrological model calibration. *Journal of Hydrology*, 2010, Vol. 385, Issue 1–4, p. 38–246.
- KOŠKOVÁ, R., NĚMEČKOVÁ, S. Assessment of Evapotranspiration Simulation in the Malše Basin. *Soil & Water Research*, 2009, Vol. 4, No. 2, p. 111–122.
- KOVÁŘ, P. The extent of land use impact on water regime. *Plant, Soil and Environment*, 2006, Vol. 52, No. 6, p. 239–244.
- KOVÁŘ, P., CUDLÍN, P., HEŘMAN, M., ZEMEK, F., KORYTÁŘ, M. Analysis of Flood Events on Small River Catchments using the KINFIL Model. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, 2002, Vol. 50, p. 157–171.
- KOVÁŘ, P., SKLENIČKA, P. Možnosti zmírnění povodňových škod na povodích. *Životní prostředí*, 2003, Vol. 37, No. 4, p. 191–193.
- KOVÁŘ, P., DVOŘÁKOVÁ, Š., KUBÁTOVÁ, E. Possibilities in using the direct runoff model KINFIL for a road network design. *Soil and Water Research*, 2006, p. 49–56.
- KRYSAANOVA, V., MEINER, A., ROOSAARE, J., VASILYEV, A. Simulation modelling of the coastal waters pollution from agricultural watershed. *Ecological Modelling*, 1989, No. 49, p. 7–29.
- KRZYSZTOFOWICZ, R., MARANZANO, C. J. Hydrologic uncertainty processor for probabilistic stage transition forecasting. *Journal of Hydrology*, 2004, Vol. 293, p. 57–73.
- KULHAVÝ, Z., KOVÁŘ, P. *Využití modelů hydrologické bilance pro malá povodí*. Praha: VÚMOP, 2002. 123 p.
- LAM, Q. D., SCHMALZ, B., FOHRER, N. Modelling point and diffuse source pollution of nitrate in a rural lowland catchment using the SWAT model. *Agricultural Water Management*, 2010, Vol. 97, No. 2, p. 317–325.
- LIU, H.-L., CHEN, X., BAO, A.-M., WANG, L. Investigation of groundwater response to overland flow and topography using a coupled MIKE SHE/MIKE 11 modeling system for an arid watershed. *Journal of Hydrology*, 2007, Vol. 347, Issue 3–4, p. 448–459.
- LIU, Y. Automatic calibration of a rainfall–runoff model using a fast and elitist multi-objective particle swarm algorithm. *Expert Systems with Applications*, 2009, No. 36, p. 9 533–9 538.
- LØRUP, J. K., REFSGAARD, J. C. and MAZVIMAVI, D. Assessing the effect of land use change on catchment runoff by combined use of statistical tests and hydrological modelling: Case studies from Zimbabwe. *Journal of Hydrology*, 1998, Vol. 205, p. 147–163.

- MACK, M. J. HER Hydrologic evaluation of runoff; The Soil Conservation Service Curve Number technique as an interactive computer model. *Computers & Geosciences*, 1995, Vol. 21, No. 8, p. 929–935.
- MADSEN, H., KRISTENSEN, M. A multi-objective calibration framework for parameter estimation in the MIKE SHE integrated hydrological modelling system. In *ModelCARE 2002. Proc. 4th Int. Conf. Calibration and Reliability in Groundwater Mod.* Prague, 2002.
- MAIDMENT, D. R. *Arc Hydro: GIS for Water Resources*. Esri Press, 2002. 220 p.
- MARKUS, M., ANGEL, J. R., YANG, L., HEJAZI, M. I. Changing estimates of design precipitation in Northeastern Illinois: Comparison between different sources and sensitivity analysis. *Journal of Hydrology*, 2007, Vol. 347, Issue 1–2, p. 211–222.
- MASKEY, S., GUINOT, V., PRICE, R. K. Treatment of precipitation uncertainty in rainfall-runoff modelling: a fuzzy set approach. *Advances in Water Resources*, 2004, Vol. 27, No. 9, p. 889–898.
- MCCOLL, CH., AGGETT, G. Land-use forecasting and hydrologic model integration for improved land-use decision support. *Journal of Environmental Management*, 2007, Vol. 84, No. 4, p. 494–512.
- MCMICHAEL, CH. E., HOPE, A. S., LOAICIGA, H. A. Distributed hydrological modelling in California semi-arid shrublands: MIKE SHE model calibration and uncertainty estimation. *Journal of Hydrology*, 2006, Vol. 317, Issue 3–4, p. 307–324.
- MORGAN, R. P. C., QUINTON, J. N., SMITH, R. E., GOVERS, G., POESEN, J. W. A., AUERSWALD, K., CHISCI, G., TORRI, D. and STYCZEN, M. E. The European Soil Erosion Model (EUROSEM): A dynamic approach for predicting sediment transport from fields and small catchments. *Earth Surf. Process. Landforms*, 1998, No. 23, p. 527–544.
- MOGES, S. A., KATAMBARA, Z., BASHAR, K. Decision support system for estimation of potential evapo-transpiration in Pangani Basin. *Physics and Chemistry of the Earth*, 2003, No. 28, p. 20–27, 927–934.
- MOREDA, F., KOREN, V., ZHANG, Z., REED, S., SMITH, M. Parameterization of distributed hydrological models: learning from the experiences of lumped modeling. *Journal of Hydrology*, 2006, Vol. 320, p. 218–237.
- NEITSCH, S. L., ARNOLD, J. G., SRINIVASAN R. *SWAT (Soil and Water Assessment Tool) User Manual* [online]. c2003 [cit. 2010-06-13].
Dostupné z: <<http://www.brc.tamus.edu/swat/downloads/doc/swatuserman.pdf>>.
- NESMĚŘÁK, I. *Systém environmentálních indikátorů v ochraně jakosti vod*. Praha: VÚV T.G.M., 2006.
- NESMĚŘÁK, I. Tři metody globálního odhadu velikosti plošných a difúzních zdrojů znečištění a jejího přičínku do zájmového profilu. *Vodní hospodářství*, 2007, Vol. 57, No. 3, p. 69–72.
- NESMĚŘÁK, I. *Některé technické postupy při aplikaci modelu MIKE BASIN: Studie pro VRV Praha a DHI a.s.* První, druhá a třetí předběžná zpráva. Praha, 2009.
- OECD. *OECD Core Set of Indicators for Environmental Performance Review*. Paris: OECD, 1993.
- O'CONNOR, K. M. A discrete linear cascade model for hydrology. *Journal of Hydrology*, 1976, Vol. 29, p. 203–242.
- OLSSON, J., LINDSTRÖM, G. Evaluation and calibration of operational hydrological ensemble forecasts in Sweden. *Journal of Hydrology*, 2008, Vol. 350, Issue 1–2, p. 14–24.

- ORLOB, G. T. (Ed.) *Mathematical modeling of water quality*. Chichester: Wiley, 1982.
- PICEK, J., VYSKOČ, P., ROSENDORF, P. *VSTOOLS sestavení SIJAK, Simulační model jakosti povrchových vod*. Uživatelská příručka. 2010.
- PIKE, R. *Current limitations of hydrologic modeling in B.C.: An examination of the HSPF, TOPMODEL, UBCWM, and DHSVM hydrologic simulation models, B.C. data resources and hydrologic-wildfire impact modeling* [online]. MSc. thesis. University of Victoria, Victoria, BC., c1995 [cit. 2010-06-13].
Dostupné z: < <http://www.for.gov.bc.ca/hfd/library/documents/bib47699.pdf> >.
- PIKE, R. G., REDDING, T., WILFORD, D., MOORE, R. D., ICE, G., REITER, M., TOEWS, D. A. A. Chapter 16 – Detecting and predicting changes in watersheds [online]. In Pike, R. G. et al. (Eds.) *Compendium of forest hydrology and geomorphology in British Columbia*. Ministry of Forests and Range Research Branch, Victoria, B. C. and FORREX Forest Research Extension Partnership, Kamloops, B. C. Land Management Handbook. c2007 [cit. 2010-06-13]. Dostupné z: <www.forrex.org/program/water/compendium.asp>.
- PRIMOŽIČ, M., KOBOLD, M., BRILLY, M. The implementation of the HBV Model on the Sava River Basin. *IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science*, 2008, No. 4, p. 1–10.
- REED, S. M., KOREN, V. I., SMITH, M. B., ZHANG, Z., MOREDA, F., SEO, D.-J. Overall distributed model intercomparison project results. *Journal of Hydrology*, 2004, Vol. 298, p. 27–60.
- REFSGAARD, J. CH. Parameterisation, calibration, and validation of distributed hydrological models. *Journal of Hydrology*, 1997, Vol. 198, p. 69–97.
- ROSENDORF, P. *Vodohospodářská bilance současného stavu jakosti povrchových vod v oblastech povodí horní Vltavy, Berounky a dolní Vltavy a Interaktivní výstup vodohospodářské bilance současného a výhledového stavu jakosti povrchových a podzemních vod pro oblasti povodí horní Vltavy, Berounky a dolní Vltavy*. Praha: VÚV T.G.M., v.v.i., 2009.
- ŘIČICOVÁ, P., DAŇHELKA, J. Hodnocení předpovědi srážek pro vstup do hydrologických modelů. In *Extrémní hydrologické jevy v povodích*, 2000.
- SCHARFFENBERG, W. A., FLEMING, M. J. *Hydrologic Modeling System HEC-HMS, User's Manual*. Davis: USACE, 2009. 289 p.
- SCHULTE, A., BÖLSCHER, J., WENZEL, R., ROCH, I., JANSKÝ, B. INTERREG IIIA Projekt DINGHO: dezentraler, integrierter und grenzübergreifender Hochwasserschutz im Mittleren Erzgebirge. *Hochwasserschutz und Katastrophenmanagement*, 2007, No. 6, p. 25–28.
- SHANAHAN, P., HENZE, M., KONCSOS, L., RAUCH, W., REICHERT, P., SOMLYÓDY, L., VANROLLEGHEM, P. River water quality modelling: II. Problems of the art. *Water Science and Technology*, 1998, Vol. 38, Issue 11, p. 245–252.
- SMITH, M. B., KOREN, V. I., WELLS, E., WANG, D., ZHANG, Z. *Evaluation of the advantages of the continuous SAC-SMA model over an event API model*. In 15th Conference on Hydrology. Long Beach, CA, January 2000.
- SMITH, M. B., GEORGAKAKOS, K. P., LIANG, X. The distributed model intercomparison project (DMIP). *Journal of Hydrology*, 2004, Vol. 298, p. 1–3.
- SONNENBORG, T. O., CHRISTENSEN, B. S. B., NYEGAARD, P., HENRIKSEN, H. J., REFSGAARD, J. C. Transient modeling of regional groundwater flow using parameter estimates from steady-state automatic calibration. *Journal of Hydrology*, 2003, Vol. 273, p. 188–204.
- SRDJEVIC, B. Linking analytic hierarchy process and social choice methods to support group decision-making in water management. *Decision Support Systems*, 2007, Vol. 42, No. 4, p. 261–273.

- STANNERS, D., BOURDEAU, P. (Eds.) *European's Environment. The Dobříš Assessment*. Copenhagen: EEA, 1995.
- STARÝ, M. *Hydrog-S ver. 2.0. Manuál programu*. 2008. 38 p.
- ŠERCL, P. Hodnocení metod odhadu plošných srážek. *Meteorologické zprávy*, 2008, Vol. 61, No. 2, p. 33–43.
- ŠERCL, P. *Vliv fyzicko-geografických faktorů na charakteristiky teoretických návrhových povodňových vln*. Sborník prací Českého hydrometeorologického ústavu. Praha: ČHMÚ, 2009. 88 p.
- TACHECÍ, P. *Metodika pro hodnocení dopadu uvažovaných opatření na kvalitu vody pomocí modelu MIKE BASIN*. Praha: DHI, a.s., 2009.
- TUREK, J., HEJZLAR, J., JAROŠÍK, J. Modelování kvality vody v povodí vodárenské nádrže Římov pomocí HSPF: propojení s modelem nádrže CE-QUAL-W2. In Kalousková, N., Dolejš, P. (Eds.) *Sborník konference Pitná voda 2006*, 8. pokračování konferencí Pitná voda z údolních nádrží. Tábor, Č. Budějovice: W&ET Team, June 2006. 345–350 p. ISBN 80-239-7113-1.
- TALLAKSEN, L. M., VAN LANEN, H. A. J. (Eds.) Hydrological Drought – Processes and Estimation Methods for Streamflow and Groundwater. *Developments in Water Science*, 2004, No. 48, Elsevier B. V., Amsterdam.
- UNUCKA, J., ADAMEC, M. Modeling of the land cover impact on the rainfall-runoff relations in the Olse catchment. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, 2008, Vol. 56, Issue 4, p. 257–271.
- VÁZQUEZ, R. F., FEYEN, J. Assessment of the effects of DEM gridding on the predictions of basin runoff using MIKE SHE and a modelling resolution of 600 m. *Journal of Hydrology*, 2007, Vol. 334, Issue 1–2, p. 73–87.
- VIEUX, B. E. *Distributed Hydrologic Modeling Using GIS*. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 2004. 289 p.
- VIVIROLI, D., ZAPPA, M., GURTZ, J., WEINGARTNER, R. An introduction to the hydrological modelling system PREVAH and its pre- and post-processing-tools. *Environmental Modelling & Software*, 2009, Vol. 24, No. 10, p. 1 209–1 222.
- WAINWRIGHT, J., MULLIGAN, M. (Eds.) *Environmental Modelling*. Chichester: John Wiley & Sons, 2004. 408 p.
- WERNER, A. T., BENNETT, K. E. *A review of hydrologic models for application in climate change studies for watersheds in the cold mountainous terrain of western North America. PCIC Report*. Pacific Climate Impacts Consortium, University of Victoria, Victoria, BC, 2009.
- YANG, J., REICHERT, P., ABBASPOUR, K. C., XIA, J., YANG, H. Comparing uncertainty analysis techniques for a SWAT application to the Chaohe Basin in China. *Journal of Hydrology*, 2008, Vol. 358, Issue 1–2, p. 1–23.
- ZHANG, X., SRINIVASAN, R., BOSCH, D. Calibration and uncertainty analysis of the SWAT model using Genetic Algorithms and Bayesian Model Averaging. *Journal of Hydrology*, 2009, Vol. 374, Issue 3–4, p. 307–317.

5 Aplikace matematických modelů v oblasti ochrany půdy a zemědělství

RNDr. Ivan Foltýn, CSc. (Výzkumný ústav zemědělské ekonomiky)

RNDr. Tomáš Ratinger, Msc.Dr. (Ústav zemědělské ekonomiky a informací)

Doc. Ing. Radka Kodešová, CSc. (Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů, katedra pedologie a ochrany půd)

Mgr. Simona Helová (CENIA)

5.1 Aplikace matematických modelů v oblasti ochrany půdy

5.1.1 Úvod

V posledních několika dekadách bylo vyvinuto mnoho různých modelů **ke kvantifikaci základních fyzikálních a chemických procesů, které probíhají v půdách**. Jsou to například **modely popisující procesy půdní geneze, modely popisující prostorovou variabilitu půd a půdních vlastností, modely popisující vztah půdních vlastností a procesů k vnějším podmínkám** a podobně. Velmi významnou složkou procesů, které v půdě probíhají, jsou transportní a chemické procesy. Ty mají význam jak krátko až střednědobý (proudění a bilance vody v půdě, transport polutantů, erozní proces apod.), tak dlouhodobý (půdní geneze). Metody užití pro popis těchto procesů a komplexnost modelů je dána jejich využitím jak pro vědecké účely, tak pro řešení praktických úloh v oblasti ochrany životního prostředí. Modely se v praxi využívají například při hodnocení v oboru vodohospodářství, v zemědělském managementu, při hodnocení znečištění půdy a podzemních vod, apod.

Transportními jevy v půdě, které lze matematicky modelovat, jsou: proudění vody, transport rozpuštěných látek (kontaminanty rozpustné ve vodě), transport nemísitelných tekutin (kontaminanty, které se s vodou nemísí, jako je nafta, oleje atd.), transport koloidů (bakterií, virů, pevných emisních částic atd.), transport půdních částic, transport plynů a par, transport tepla. Proudění vody je základním transportním procesem, který ovlivňuje ostatní procesy.

Pro **simulaci vodního režimu** v půdě jsou užívány hydraulické modely. Obecně existují dva hlavní přístupy pro modelování proudění vody. První skupinou jsou tzv. **kapacitní modely**. Tyto modely se chovají jako soustava přetékajících nádob (tipping buckets). Půdní profil je rozdělen na malé vrstvy a každá vrstva je nahrazena „nádobou“ o určité kapacitě (polní kapacita). Voda (z dešťových srážek, závlahy apod.) se pohybuje směrem dolů v případě, že do nádoby ze sousední

výše položené nádoby přiteče více vody, než je sama schopna zadržet. Příkladem jsou modely WOFOST (Diepen et al., 1988; Boogaard et al., 1998; Supit and van der Goot, 2003), EPIC (Mitchell et al., 1996; Williams, 1999), CREAMS (Knisel, 1980), GLEAMS (Knisel, 1993; Knisel and Davis, 2000; Knisel et al., 1991; Leonard et al., 1987), BPS (Kozák and Vacek, 1996) a CROPWAT. Jsou obvykle využívány pro řešení úloh v mapovém měřítku a delším časovém úseku (např. plánování zavlažování, předpověď úrody, modelování klimatu nebo eko-hydrologické modelování). Výhodou této skupiny modelů jsou rychlé a efektivní výsledky.

Druhou skupinou jsou **modely založené na fyzikálních vztazích**, které využívají Richardsovu rovnici (ta vychází z Darcyho zákona a continuity). Výhodou modelů založených na Richardsově rovnici je možnost řešit širokou škálu problematiky proudění vody v půdě. Modely však vyžadují velmi dobře definované vstupy, širší okruh vstupních dat, výpočty jsou obvykle časově náročnější a je nutné kvalitní technické zázemí (výkonný matematický procesor, větší počítačová paměť apod.). Tyto modely jsou však obecně využitelné pro přesný popis vodního režimu v nenasyčeném a nasyceném půdním prostředí a mohou být aplikovány v základním výzkumu, stejně jako ve vodohospodářství. Jedná se např. o modely HYDRUS-2D/3D (Šejna and Šimůnek, 2007; Šimůnek et al. 2006, 2008b), HYDRUS-1D (Šimůnek et al., 2008a), TOUGH2, SWMS (Šimůnek J., Vogel T., van Genuchten M.Th.), SOILCOVER, UNSAT-H, SHAW2.3, LEACHM (Hutson, 2003), SWAP (van Dam, 1997; Kroes and van Dam, 2003), DRAINMOD (Skaggs, 1978) a MACRO (Jarvis, 1994).

Většina modelů je schopna simulovat transport rozpuštěných látek. Metoda řešení pak závisí na hydraulickém modelu: model dokonalého míšení roztoku v nádobě (pro soustavu přetékajících nádob) a fyzikální model založený na řešení rovnice konvektivně-disperzního typu (Richardsova rovnice). Některé z fyzikálních modelů transportu vody a látek byly navíc vyvinuty pro analýzu preferenčního proudění vody a nerovnovážného transportu látek rozpuštěných v půdní a podzemní vodě. Jsou to například HYDRUS-2D/3D, HYDRUS-1D SWAP, MACRO, LISTFLOOD (van der Knijff and de Roo, 2005). Na rozdíl od transportu rozpuštěných látek, pouze některé ze zmíněných modelů **umí předpovědět transport koloidů v půdním prostředí (modely HYDRUS) nebo půdní erozi na půdním povrchu (EPIC, CREAMS, GLEAMS, SWIM (Krisarova et al., 2000).** Ani jeden z uvedených modelů nedokáže nasimulovat proudění nemísitelných kapalin, tzv. transport NAPL. Modely simulující souběžný pohyb dvou a více nemísitelných fází jsou založeny na řešení soustavy Richardsových rovnic (pro každou fázi jedna rovnice). Tyto modely pak vyžadují obtížně experimentálně stanovitelné charakteristiky. Díky nedostatku vstupních dat a náročnosti vlastního výpočtu nejsou tyto modely běžně využívány. V této kapitole je uveden pouze zjednodušený NAPL simulátor.

Důležitou součástí modelování transportu vody a rozpuštěných látek je i **růst rostlin (nárůst biomasy, popřípadě výnosy** – WOFOST, EPIC, CREAMS, GLEAMS, SWAP, LEACHM, UNSAT-H) a růst kořenů v půdním profilu (WOFOST, EPIC, CREAMS, GLEAMS, modely HYDRUS, SWAP, LEACHM, UNSAT-H) a dále výpar vody z půdy evapotranspirací. Existují i modely, které modelují tání sněhu (EPIC, CREAMS, GLEAMS, modely HYDRUS, SWAP, SWIM, LISTFLOOD, BROOK90) a transport tepla (HYDRUS-1D, SWAP, LEACHM).

Předcházející modely se nezabývají chemickými procesy v půdách. Další skupinou modelů jsou proto **geochemické modely**, obecné nebo specifické pro určité procesy nebo účely, např. PHREEQC, MAGIC, SAFE, SMART, WHAM, MINEQL+. Je ale možné řešit transport vody a látek v půdě tzv. kombinovanými modely, které vzniknou propojením modelu hydraulického a modelu geochemického. Příkladem je model HP1, který vznikl propojením modelů HYDRUS-1D a PHREEQC.

Jak bylo zmíněno výše, řada modelů je univerzálně aplikovatelná pro řešení různých praktických úloh. Některé z modelů jsou však úzce zaměřeny na řešení specifického problému. Často jsou tyto modely propojeny s půdními databázemi. Pro řešení a interpretaci výsledků **je aplikován GIS**. Příkladem je model BPS, který je určen pro předpověď chování a pohybu pesticidů v půdě.

Využívají se také **agrometeorologické modely**, které slouží k odhadům produkce rostlinné biomasy vycházející z meteorologických údajů. Používanými nástroji jsou systém monitorování růstu zemědělských plodin („Crop Growth Monitoring System“), tj. model CGMS-WOFOST přizpůsobený evropskému měřítku, model Lingra používaný pro pastviny a model WARM pro odhad výnosů rýže.

Dále existují modely, které řeší komplexně hydrologický režim v daném povodí (SWRRBWQ, SWAT, SHETRAN, CASC2d, PRMS).

Další skupinou jsou **erozní modely**, které lze využít pro simulaci vlivu různých způsobů zemědělského obhospodařování pozemků a jimi způsobených změn ve vlastnostech půdy na povrchový odtok a ztrátu půdy, simulaci vlivu konsolidace půdy a změny ochranných opatření na ztrátu půdy a následný návrh opatření na ochranu půdy vzhledem k specifickým půdním a uživatelským vlastnostem, odhad množství kontaminantů vázaných na půdní částice, které jsou transportovány ze zemědělských pozemků do vodních toků nebo ukládány na okrajích pozemků. Tyto modely často zahrnují proudění vody v půdě do výpočtu mnohem jednodušeji (například pomocí Green-Amptnovy infiltrační rovnice) než bylo popsáno výše a soustřeďují se na výpočet toku vody a transportu půdních částic na povrchu půdy (EROSION-3D, EUROSEM, KINEROS, LISEM, WEPP a další).

5.1.2 Přehled vybraných modelů

5.1.2.1 Modely transportních procesů v půdách s širším využitím

WOFOST (World Food Study model)

Model WOFOST (Wolf et al., 1986, Boogaard et al., 1998) je kapacitní hydraulický model, který předpovídá úrodu, využívá se na evropské úrovni. Model se používá v rámci modelu CGMS (viz níže). Vodní bilance v půdním profilu je řešena použitím tří různých modulů. První je založený na vodní bilanci v půdním profilu a používá se pro modelování potenciální produkce, kdy předpokládá trvale zavlažovanou půdu. Druhý modul je založený na vodní bilanci v případech, kdy je zásoba vody limitována, využívá se pro drénované půdy, kde je podzemní voda tak hluboko, že ji nelze využít v kořenové zóně. Tato vodní bilance půdního profilu je založena na principu přetékajících nádob (overflowing = tipping buckets). Třetí modul vodní bilance je určen pro výpočet produkce, když je voda v půdě ovlivněna mělkou podzemní vodou.

Podrobnější informace o modelu jsou k dispozici na:

<http://ecobas.org/www-server/rem/mdb/wofost.html>

CROPWAT

Model byl vyvinutý FAO, jeho hlavními funkcemi je modelování evapotranspirace, umožňuje zhodnotit účinky srážek a sucha a efektivitu zavlažování na úrodu.

Podrobnější informace o modelu jsou k dispozici na:

<http://agromet-cost.bo.ibimet.cnr.it/fileadmin/cost718/repository/cropwat.pdf>

http://www.itc.nl/library/papers_2003/msc/wrem/yarahmadi.pdf

<http://www.fao.org/docrep/004/y3655e/y3655e05.htm>

http://www.fao.org/nr/water/infores_databases_cropwat.html

CGMS (Crop Growth Monitoring System)

Model byl vyvinutý JRC, jedná se o integrovaný systém pro monitorování úrody a předpovědi výnosu. Součástí modelu je model WOFOST (viz výše). Model pracuje v evropském měřítku. Pro modelování vodní bilance v kořenové zóně slouží model CGMS-WOFOST (Supit & VAN DER GOOT 2003) založený na akumulaci vody.

Podrobnější informace o modelu jsou k dispozici na:

<http://mars.jrc.it/mars/About-us/AGRI4CAST/Crop-yield-forecast/>

[The-Crop-Growth-Monitoring-System-CGMS](http://mars.jrc.it/mars/About-us/AGRI4CAST/Crop-yield-forecast/The-Crop-Growth-Monitoring-System-CGMS)

EPIC (Erosion-Productivity Impact Calculator)

Model EPIC (Williams et al., 1983) je deterministický model, tzv. polní model („field-scale“ model), který byl navržen k ohodnocení zemědělských strategií. Jeho hlavní výhodou je detailní zaměření na povrchový tok a procesy spojené s růstem rostlin, které zahrnují teplotní a energetickou bilanci na povrchu, evapotranspiraci, různé alternativy osevu a orby. Model obsahuje stochastický generátor počasí. Tyto podrobnosti dovolují výpočet řady procesů na poli včetně větrné eroze, vyluhování živin a pesticidů a infiltrace. Model zahrnuje také erozi půdy, ekonomické, hydrologické ukazatele, počasí, živiny, dynamiku růstu, management úrody.

Podrobnější informace o modelu jsou k dispozici na:

<http://ecobas.org/www-server/rem/mdb/epic.html>

<http://www.grida.no/prog/global/cgiar/awpack/farm.htm>

CREAMS (Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems)

Model CREAMS (Foster, G. R. et al., 1980) je deterministický model pro dlouhodobé simulace při použití denního časového kroku. Model pro celé území předpokládá jediné využití území (landuse), relativně homogenní půdy, prostorově uniformní srážky a jediný postup hospodaření. Uvolnění a transport sedimentů je založený na rovnici USLE (viz výše), jež byla jen nepatrně modifikována. Hlavní předností modelu je explicitní reprezentace pohybu živin a jejich interakce s plodinami. Pohyb živin zahrnuje vyjádření mineralizačních, nitrifikačních a denitrifikačních procesů. Model simuluje chování pesticidů. Zahrnuje intercepci listy, degradaci, vymývání, adsorpci, desorpci a degradaci v půdě.

Podrobnější informace o modelu jsou k dispozici na:

<http://ecobas.org/www-server/rem/mdb/creams.html>

http://www.wiz.uni-kassel.de/model_db/mdb/creams.html

GLEAMS (Groundwater Loading Effects of Agricultural Management System)

Model GLEAMS (Leonard et al., 1987) je deterministický model, který byl upraven Agricultural Research Service of USDA z modelu CREAMS (viz výše). Vznikl rozšířením tohoto modelu o zahrnutí vertikálního toku rozpustných indikátorů do podpovrchové vrstvy s mnohem větším důrazem na proces vsakování do půdy. Zahrnuje čtyři hlavní složky: hydrologii, erozi, transport pesticidů a živin. Model umožňuje propracovanější modelování procesů v kořenové vrstvě, dopadů zavlažování a orby a toku složek, zvláště pesticidů.

Podrobnější informace o modelu jsou k dispozici na:

<http://ecobas.org/www-server/rem/mdb/gleams.html>

<http://www.bae.ncsu.edu/www3/acad/Regional-Bulletins/Modeling-Bulletin/ASCE99-gleams-draft.html>

SWRRB (Simulator for Water Resources in Rural Basins)

Jedná se o deterministický model, který byl vyvinut z dřívějších modelů na Agricultural Research Service of USDA, zejména z modelu CREAMS (viz výše). Byl vytvořen pro malá povodí, kde převládají zemědělské procesy, s důrazem na hydrologii a akumulaci sedimentů. Model je určen pro dlouhodobé simulace k určení statistik odtoku a akumulace. Zahrnuje také bouřkové události, stejně jako uplynulé nebouřkové podmínky v povodí, růst rostlin, evapotranspiraci a vysoušení. Po zahrnutí chemických složek, zejména živin a pesticidů, byl přestavěn na SWRRBWQ (viz níže).

Podrobnější informace o modelu jsou k dispozici na:

http://njumy.ic.cz/Fyzicka/GISFG_01_Modely_eroze.doc

SWRRBWQ (Simulator for Water Resources in Rural Basins-Water Quality)

Jedná se o kontinuální simulační model vytvořený pro dlouhodobé simulace k určení statistik odtoku a sedimentace (akumulace). Zahrnuje také bouřkové události, stejně jako uplynulé nebouřkové podmínky v povodí, vegetaci, evapotranspiraci a vysoušení.

Podrobnější informace o modelu jsou k dispozici na:

<http://ecobas.org/www-server/rem/mdb/swrrbwq.html>

SWAT (Soil and Water Assessment Tool)

Model SWAT je deterministický model, vyvinutý Agricultural Research Service of USDA rozšířením modelů CREAMS (viz níže) a ROTO (Routing Outputs to the Outlet, více na <http://cedb.asce.org/cgi/WWWdisplay.cgi?91802>). Bezprostředním předchůdcem modelu SWAT je model SWRRB (viz výše). Hlavním záměrem modelu SWAT je výpočet odtoku a ukládání hlavně z povodí, kde převládá zemědělství.

Model SWAT rozšiřuje model SWRRB tím, že umožňuje práci s mnohočetnými subpovodími – více jak 10 000 a většími povodími než v případě modelu SWRRB. Mezi nové funkce modelu patří např. začlenění několika hydrologických jednotek, zařazení hnojení a zavlažování jako možnosti managementu, přidání zadržování vody na povrchu a složky CO₂ (pro studování klimatické změny).

Podrobnější informace o modelu jsou k dispozici v Kap. 4.3.1 a na:

<http://preungsa.public.iastate.edu/AE533/pdf/request52.pdf>

<http://ecobas.org/www-server/rem/mdb/swat.html>

<http://swatmodel.tamu.edu/>

http://njumy.ic.cz/Fyzicka/GISFG_01_Modely_eroze.doc

BROOK90

Model BROOK90 je hydraulický model určený pro modelování evapotranspirace a pohybu vody v půdě. Model simuluje zásobu vody v půdě a je využitelný pro všechny typy půd. Vstupními daty jsou srážky, údaje o teplotě (maximální a minimální), délka slunečního svitu, tlak vodní páry a rychlost větru. Model odhaduje intercepci a transpiraci z jednotlivých vrstev rostlinného krytu, půdní a sněhovou evaporaci, akumulaci a tání sněhu a proudění vody v jedné nebo více půdních vrstvách.

Podrobnější informace o modelu jsou k dispozici na:

<http://home.roadrunner.com/~stfederer/brook/brook90.htm>

SHETRAN

Fyzikálně založený, prostorový model povodí vytvořený pro modelování odtoku vody, transportu sedimentů a transportu látek znečišťujících prostředí. Po zadání příslušných klimatických dat (časové řady srážek a evaporace) a dat popisujících povodí (topografie, půdní a vegetační typy a vlastnosti atd.) může SHETRAN vytvářet různé výstupy prostorových a časových rozložení. Výstupy zahrnují povrchové a podpovrchové toky (povrchový odtok, infiltraci atd.), výšku sněhové pokrývky, toky v nasycené a nenasycené zóně, objem odnesených sedimentů, míru eroze a více.

Podrobnější informace o modelu jsou k dispozici na:

http://www.ceg.ncl.ac.uk/shetran/SHETRAN_ASCE_paper.pdf

PRMS (Precipitation-Runoff Modelling System)

PRMS je model sloužící pro výpočet dopadů různých kombinací srážek, klimatu a využití území, všeobecnou hydrologii povodí, transport a akumulaci sedimentů. Reakce povodí na normální a extrémní úhrn srážek může být simulována k analýze změn vodní bilance, režimů toku, vrcholu a objemu povodně, vztahů půdy a vody a akumulace sedimentů. Model dovoluje prostorovou proměnlivost půdních druhů. Parametry nebo vztahy, které jsou závislé na půdním druhu, jsou zahrnuty při modelování infiltrace, evaporace a transpirace z půdy, podpovrchového toku a dalších procesů v povodí. Vztahy pro evapotranspiraci jsou definovány pro tři půdní druhy: písek, jíla a hlína. Uvolňování sedimentu a jeho transport je modelován použitím rýžkového a mezirýžkového přístupu.

Podrobnější informace o modelu jsou k dispozici na:
<http://ecobas.org/www-server/rem/mdb/prms.html>

LISTFLOOD

Model LISTFLOOD je hydraulický model, který je schopný modelovat procesy v povodí. Model je využitelný pro velká povodí a pro různé úkoly, zahrnující předpovědi povodní a hodnotí dopady regulačních opatření na řekách, změny ve využití území a klimatické změny.

Podrobnější informace o modelu jsou k dispozici na:
<http://floods.jrc.ec.europa.eu/lisflood-model>
http://natural-hazards.jrc.ec.europa.eu/downloads/pdf/ec_jrc_lisfloodUserManual_JvdK-AdR.pdf

RZWQM (Root Zone Water Quality Model)

Model RZWQM (Ahuja et al., 2000a,b) je zemědělský systémový model, který simuluje proudění vody a pohyb agrochemikálií v půdách a procesy v kořenové zóně rostlin. Model nabízí standardní hodnoty pro nezbytné parametry pro účinné látky většiny komerčních pesticidů. Možnosti managementu obsahují schéma střídání plodin, obdělávání půdy, zavlažování a aplikaci minerálních a organických hnojiv a pesticidů. Model RZWQM byl využit např. pro analýzu dopadů různé intenzity srážek na transport pesticidů v půdě (Malone et al., 2004b).

Podrobnější informace o modelu jsou k dispozici na:
<http://ecobas.org/www-server/rem/mdb/rzwqm.html>

HYDRUS-1D/-2D/(2D/3D)

Model HYDRUS-1D (Šimůnek et al., 1998, 2003, 2005; Šimůnek and van Genuchten, 2008) je numerický model, založený na Richardsově rovnici, který obsahuje jedno-rozměrný model konečných elementů pro simulaci pohybu vody, tepla a rozpuštěných (jedné či více) látek v porézním prostředí. Pomocí modelu může být analyzován pohyb vody a rozpuštěných látek v nenasyceném, částečně nasyceném, nebo zcela nasyceném porézním prostředí. Proudění vody a transport rozpuštěných látek se může odehrávat ve vertikálním, horizontálním nebo v jakémkoliv nakloněném směru. Model současně umožňuje řešení preferenčního proudění vody, fyzikálně i chemicky nerovnovážený transport rozpuštěných látek, transport koloidů, plynů a tepla. Zahrnuje tání sněhu, výpočet evapotranspirace, růst kořenové zóny apod. Model HYDRUS-2D (Šimůnek et al., 1999) a jeho novější verze HYDRUS (2D/3D) (Šimůnek et al., 2006b) jsou dvou a dvou až tří rozměrné ekvivalenty modelu HYDRUS-1D. Přidané vlastnosti v modelu HYDRUS-2D se týkají okrajových

podmínek (např. trubková drenáž) a nástrojů pro výpočet prostorově distribuovaných parametrů. Modely jsou obecně aplikovatelné. Jednorozměrná verze modelu je volně dostupná na <http://www.pc-progress.com>.

Podrobnější informace o modelu HYDRUS-1D jsou k dispozici na:

<http://www.pc-progress.com>

<http://ecobas.org/www-server/rem/mdb/hydrus1d.html>

Podrobnější informace o modelu HYDRUS-2D jsou k dispozici na:

<http://www.pc-progress.com>

<http://ecobas.org/www-server/rem/mdb/hydrus2d.html>

MACRO (Non-steady state model of waterflow and solute transport in)

Model MACRO (Jarvis, 1994; Jarvis et al., 2003; Larsbo and Jarvis, 2003, 2005) je zemědělský systémový model se specifickým zaměřením na procesy proudění v makropórech. Může být aplikován univerzálně. Je ale také zaměřen na modelování odbourávání pesticidů v půdě, které může být vypočítáno samostatně pro pevnou a kapalnou složku, parametry pro výpočet degradace pesticidů mohou být modifikovány v závislosti na teplotě a vlhkosti. Jarvis et al. (1997) vyvinuly nástroj pro modelování pesticidů MACRO_DB připojením databáze obsahující data týkající se půd, vlastností pesticidů, klimatická data a parametry pro výpočet úrody do modelu MACRO.

Podrobnější informace o modelu jsou k dispozici na:

<http://ecobas.org/www-server/rem/mdb/macro.html>

<http://focus.jrc.ec.europa.eu/gw/models/MACRO/index.html>

NAPL Simulator

Model simuluje kontaminaci půdy a zvodnělých vrstev organickými kapalinami označovanými jako s vodou nemísitelné kapaliny (NAPLs – nonaqueous-phase liquids) a jejich transport. Model je použitelný pro tři vzájemně propojené oblasti – vadózní zónu, která je v kontaktu s atmosférou, kapilární zónu a freatickou zónu. Simulovány jsou tři mobilní fáze – voda, NAPLs a plyn. Model je založen na řešení soustavy Richardových rovnic (pro každou fázi jedna rovnice). Obecně lze konstatovat, že simulace NAPLs je náročná na vstupní data a je tedy řešena spíše experimentálně.

Podrobnější informace o modelu jsou k dispozici na:

<http://www.epa.gov/ada/csmos/models/napl.html>

5.1.2.2 Geochemické modely

MAGIC (Model of Acidification of Groundwater In Catchments)

Model MAGIC (model acidifikace podzemních vod v povodích) je středně komplexní matematický model, simulující dlouhodobý průběh acidifikace, který zahrnuje zejména půdní procesy, vedoucí k acidifikaci půd a vod. Model byl vyvinutý v polovině 80. let v USA (Cosby et al., 1985) a od té doby se úspěšně využívá na mnoha místech světa. Jako vstupní parametry pro model jsou použity současné vlastnosti půd ve zkoumaném povodí (velikost sorpčního půdního komplexu, jeho nasycenost bazickými kationty, struktura půd, rychlost zvětrávání matečné horniny a další experimentálně dosažitelné veličiny). Model pracuje tak, že vychází z odhadnutých „přirozených“ preindustriálních podmínek a podle zadaných scénářů depozice vypočítává odezvu půd a vod na měnící se kyselou zátěž.

Podrobnější informace o modelu jsou k dispozici na:
<http://ecobas.org/www-server/rem/mdb/magic.html>

HP1 (Coupled Hydrus-1D and PHREEQC model)

Model HP1 (Jacques and Šimůnek 2005; Jacques et al., 2006; Šimůnek et al., 2006, 2008) vznikl propojením modelů HYDRUS-1D a PHREEQC. Model umožňuje simulaci proudění vody v různě nasycených půdách, transport rozmanitých látek (včetně těžkých kovů, rozpuštěných minerálů, kationtů, radionuklidů), biochemické reakce a transport tepla.

Podrobnější informace o modelu jsou k dispozici na:
<http://www.pc-progress.com/en/Default.aspx?h1d-hp1>

SAFE (Dynamic Soil Acidification Model)

Je dynamický vícevrstvý model, zabývající se chemickými procesy a zvětráváním v půdních vrstvách. Pro práci s modelem je nutné disponovat fyzikálními a chemickými vstupy, které se týkají půdního profilu, časové řady sedimentací, absorpce a srážek.

Podrobnější informace o modelu jsou k dispozici na:
<http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/8828/1/259101012.pdf>
<http://ecobas.org/www-server/rem/mdb/safe.html>

SMART (Simulation Model for Acidification's Regional Trends)

Model SMART se skládá z řady bilančních rovnic, které popisují vztahy mezi vstupy a výstupy v půdě, a z rovnic popisujících půdní procesy. Model se zabývá výměnou

iontů Al a H⁺ a dvojmocnými kationty za pomoci Gaines-Thomasovy rovnice. Dále je schopen modelovat např. tvoření komplexních sloučenin hliníku s organickými kyselinami.

Podrobnější informace o modelu jsou k dispozici na:

<http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/8828/1/259101012.pdf>

WHAM (Windermere Humic Aqueous Model)

Model WHAM (Huber et al.) byl navržen k výpočtu rovnováhy chemických reakcí v povrchových a podzemních vodách, sedimentech a půdách. Model je zejména využitelný pro modelování reakcí organických látek (huminových sloučenin). Model není určen k simulaci oxidačně-redukčních reakcí, srážek a rozpustnosti pevných látek.

Podrobnější informace o modelu jsou k dispozici na:

<http://www.speciation.net/Database/Links/>

WHAM-Windermere-Humic-Aqueous-Model-;i589

http://windermere.ceh.ac.uk/aquatic_processes/wham/index.html

MINEQL

Model MINEQL je geochemický model sloužící k výpočtu rovnovážných reakcí, počítá rovnováhu mezi rozpuštěnými, adsorbovanými, pevnými a plynnými fázemi v životním prostředí.

Podrobnější informace o modelu jsou k dispozici na:

<http://www.epa.gov/ceampubl/mmedia/minteq/USERMANU.PDF>

5.1.2.3 Erozní modely

USLE (Universal Soil Loss Equation)

Model USLE (univerzální rovnice ztráty půdy) je určený pro výpočet dlouhodobého průměrného odnosu půdy z pozemku. Používá se k ochraně půdy po celém světě pro předpověď průměrné roční ztráty půdy způsobené povrchovou a rýhovou erozí. Univerzální rovnice ztráty půdy umožňuje prognózu průměrné ztráty půdy pro alternativní kombinace osevních postupů, zemědělských technologií a protierozních opatření. Při volbě určité tolerance ztráty půdy lze při určení, resp. volbě součinitelů rovnice zjistit zbývající součinitel (např. povolenou délku obdělávaného pozemku ve směru sklonu, vhodný osevní postup, druh protierozních opatření apod.). Ačkoliv je uváděn jako univerzální, je nutno mít na paměti, že jeho datový

soubor je odvozen na území USA. Je omezen na svahy vhodné k obdělávání, obvykle o sklonu od 0 do 7°. Jelikož model USLE byl vyvinut k určení dlouhodobé průměrné roční ztráty půdy, nelze jej použít ke zjišťování smyvu z jedné srážky. Rovnice byla odvozena na malých zemědělských plochách, je platná jen do 1 ha (0,01 km²). Proto vznikla snaha po úpravě modelu pro jiné podmínky, než pro které byl odvozen.

Nevýhodou modelů USLE a RUSLE (viz níže) je, že předpovídají erozi všude, neumí předpovídat ukládání sedimentů a neumí výpočet pro komplexní topografii, ani v případě, že jsou integrovány v prostředí GIS.

Podrobnější informace o modelu jsou k dispozici na:

<http://www.omafra.gov.on.ca/english/engineer/facts/00-001.htm>

http://njumy.ic.cz/Fyzicka/GISFG_01_Modely_eroze.doc

RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation)

Model RUSLE (revidovaná univerzální rovnice ztráty půdy) je vylepšená metoda modelování eroze. Předpovídá erozi a ukládání sedimentů v oblasti komplexní topografie, napomáhá tedy zlepšení výpočtu unášecí schopnosti a usnadnění aktivnějšího land managementu.

Podrobnější informace o modelu jsou k dispozici na:

<http://www.iwr.msu.edu/rusle/>

<http://gcmd.nasa.gov/records/RUSLE.html>

<http://www.ars.usda.gov/Research/docs.htm?docid=5971>

http://njumy.ic.cz/Fyzicka/GISFG_01_Modely_eroze.doc

EROSION-3D

Simulační model EROSION 3D je fyzikálně založený model, sloužící k prognóze půdní eroze způsobené přirozeným deštěm nebo řadou srážek v povodích. Teoretické základy modelu byly vyvinuty na Institutu pro geografické vědy FU v Berlíně (Schmidt, 1991) a následně upraveny jako model EROSION-2D (Schmidt 1991, 1994), který řeší ztrátu půdy na svahu. Počítačem podpořená verze povodí EROSION-3D byla vyvíjena od roku 1995 Dr. von Wernerem (<http://www.bodenerosion.com>). Oba modely jsou aplikovány od roku 1996 v oficiálním zemědělském poradenství Saska a byly úspěšně používány k odhadu eroze v četných projektech.

Model EROSION 3D je schopen pracovat s plochou celého povodí a do svých výpočtů zahrnuje ztrátu půdy způsobenou plošným i soustředěným odtokem. Model je použitelný až do velikosti plochy asi 400 km². K vypočítání dlouhodobého úbytku půdy mohou být simulovány série libovolného počtu jednotlivých srážkových událostí (sekvencí).

Skupinu modelů EROSION (2D, 3D) lze využít pro simulaci vlivu různých způsobů zemědělského obhospodařování pozemků (různé druhy orby, střídání plodin) a jimi způsobených změn ve vlastnostech půdy na povrchový odtok a ztrátu půdy, simulaci vlivu konsolidace půdy a změny ochranných opatření na ztrátu půdy a následný návrh opatření na ochranu půdy vzhledem ke specifickým půdním a uživatelským vlastnostem, odhad množství kontaminantů vázaných na půdní částice (např. těžkých kovů), které jsou transportovány ze zemědělských pozemků do vodních toků nebo ukládány na okrajích pozemků. Model lze využít pro prognózu plošné eroze půdy a ukládání látek v částech povodí, prognózu objemu povrchového odtoku při silných srážkových jevech, hodnocení zemědělského zpracování půdy a způsobu obdělávání s ohledem na jeho vliv na snižování odtoku a bránění erozi (retence vody a látek), rozsah a hodnocení vodohospodářských a/nebo kulturně technických opatření a odhad hromadění částečně vázaných škodlivých látek a sedimentů (např. těžkých kovů). Model může být aplikován obzvláště v rámci plánování rostlinné výroby a v poradenství, hodnocení povodňových opatření a pozemkových úprav s ohledem na jejich látkovou a hydrologickou retenční schopnost, hodnocení náchylnosti přetvářených oblastí krajiny k erozi (např. rekultivační plochy, zakrytí skládek, náspy, haldy), emisních, resp. imisních průzkumů jako látkových bilancí, vodohospodářsky-ekologického sanačního a/nebo renaturalizačního plánování.

Podrobnější informace o modelu jsou k dispozici na:

http://www.landwirtschaft.sachsen.de/de/wu/Landwirtschaft/lfl/inhalt/13071_13075.htm

<http://tu-freiberg.de/fakult3/bodenschutz/index.html>

EUROSEM (European Soil Erosion Model)

Model EUROSEM je procesně podložený model pro předpovídání vodní eroze půdy pro pole a malá povodí pro jednotlivé události. Je založen na fyzikálním popisu erozních procesů a pracuje s krátkými časovými periodami (již od jedné minuty). Je to polygonově a událostně založený odtokový a erozní model vyvinutý pro stanovení rizika eroze půdy a pro zhodnocení úrovně ochrany půdy. Má modulární strukturu, která simuluje erozi v souvislosti se směrováním vody a sedimentů z modelu KINEROS (viz níže), kde voda a sediment jsou směrovány nad povrchem jako sled vzájemně propojených uniformních ukloněných ploch a kanálů.

Podrobnější informace o modelu jsou k dispozici na:

<http://gcmd.nasa.gov/records/EUROSEM.html>

<http://www.es.lancs.ac.uk/people/johnq/EUROSEM%20ESPL.pdf>

http://njumy.ic.cz/Fyzicka/GISFG_01_Modely_eroze.doc

LISEM (Limburg Soil Erosion Model)

Model LISEM simuluje hydrologii a transport sedimentů pro jednotlivé srážkové události v malém povodí. Byl vytvořen pro simulování dopadů využití půdy na míru zachování půdy. Základní vstupy zahrnuté v modelu jsou srážky, intercepce, povrchové zadržení vody v mikrodepresích, infiltrace, vertikální pohyb vody v půdě, povrchový tok, tok ve vodních tocích a jiných liniových recipientech, distribuce srážek, velikost a distribuce povrchového odtoku. Do výpočtu je také zahrnut vliv hutnění (např. koly traktoru), malé dlážděné cesty (menší než velikost pixelu) atd.

LISEM byl původně vyvinut jako erozní model, který simuluje povrchový tok a rýhovou erozi s některými dalšími funkcemi. Později bylo do tohoto modelu přidáno více procesů a více proměnných a scénářů. Z tohoto důvodu byl původní model rozdělen do několika verzí modelu LISEM, které se v podstatě skládají ze základní verze Basic a obsahují navíc další sadu procesů.

Podrobnější informace o modelu jsou k dispozici na:

<http://www.itc.nl/lisem/index.html>

KINEROS (KINematic Runoff and EROsion model)

Model KINEROS je událostně podložený model, který předpovídá míru odtoku a maximální odtokovou rychlost, stejně jako ztrátu půdy z jednotlivých bouřkových událostí, infiltraci a intercepce. Byl vyvinut ve spolupráci United States Department of Agriculture. Aby povodí mohlo být popsáno, je vyžadováno pět vstupních kategorií: simulované srážkové informace, topografie povodí, charakteristika povrchových toků, povrchový pokryv a vlastnosti půdy. Model se skládá z osmi částí (komponent), jedná se o srážky, intercepce, infiltrace, povrchový tok, tok v otevřených kanálech, eroze, transport sedimentů, a sedimentace. KINEROS počítá dva typy půdní eroze: erozi způsobenou dopadem dešťových kapek a erozi, která je výsledkem povrchového toku vody. Sedimenty vznikající snížením rychlosti povrchového toku, který prochází přes větší vodní tělesa, jako jsou rybníky, jsou v modelu také zahrnuty.

Podrobnější informace o modelu jsou k dispozici na:

<http://ecobas.org/www-server/rem/mdb/kineros.html>

<http://www.tucson.ars.ag.gov/kineros/Home.html>

WEPP (Water Erosion Prediction Project)

Model WEPP je deterministický model, vytvořený pro kvalitnější znázornění erozních procesů. Je úzce spojen s modely CREAMS (viz výše), SWRRB (viz výše) a EPIC (viz výše) a v podstatě používá programové prvky nebo funkční vztahy každého

z nich. Model WEPP je rozdílný v tom, že usiluje spíše o více „procesně podložené“ vyjádření než o statistické vztahy a je programován speciálně pro PC prostředí. Základní součástí modelu WEPP jsou svahy, kanály a vodní nádrže. Model je určen pro použití na malých povodích. Geometricky může být modelováno jen jedno povodí, které může být sestaveno ze sítě svahů a kanálů. Svahové a kanálové složky jsou dále rozděleny do složek hydrologie a eroze. Vodní rovnováha zahrnuje evapotranspiraci, prosakování půdní vody, zachycení srážek pokryvem a zadržení povrchem. Původní kódování modelu bylo popsáno jako tři verze, tzn. tři uspořádání, pro která byl model použit: profil, povodí a grid. Verze profil (nyní verze „hillslope“) využívá ve svém rýžkovém a mezirýžkovém submodelu rovnici RUSLE (viz výše). V ostatních verzích modelu je RUSLE nahrazena deterministickými rovnicemi, které jsou založené na infiltrační teorii, fyzice půdy a erozních mechanismech.

Podrobnější informace o modelu jsou k dispozici na:
<http://ecobas.org/www-server/rem/mdb/wepp.html>
<http://www.geog.buffalo.edu/~rensch/geowepp/>

SIMWE (Simulation of Water Erosion)

Model SIMWE používá některé teoretické principy vyvinuté pro model WEPP (viz výše) a dovoluje simulovat realističtější režimy transportních procesů eroze a sedimentů. Model dovoluje studovat dopady rozsáhlých i malých událostí, které mohou vést k velmi rozdílným modelům (vzorům) eroze/sedimentace. Pomocí modelu můžeme také studovat některé důležité účinky protierozních opatření (travnaté pásy, filtrační pásy, živé ploty atd.) a simulovat rozdělení akumulace vody v územích s terénními depresemi. Model je neustále vylepšován přidáváním dalších procesů a schopností jako je infiltrace, dynamika, účinky mělkých kanálů a změny v terénu způsobené erozí a sedimentací.

AGNPS (Agricultural Non-Point Source Pollution Model)

Model AGNPS (Yalin M. S., 1963) slouží k hodnocení šíření znečištění a jeho pohybu v povodí z nebodového zdroje. Simuluje akumulaci živin, sedimentů a pesticidů spojených s různými scénáři využití krajiny a krajinného managementu. Současné využití krajiny a krajinný management v povodí může být vyhodnocen k určení zdrojových oblastí, které podmiňují zvýšenou kontaminaci v různých bodech povodí. Další využití krajiny a krajinný management, jako jsou měnící se systémy orby na různých plochách v krajině, mohou být ohodnoceny upravením mapových vrstev v GRASSu. Simulované míry znečištění mohou být poté porovnány, aby se zjistily odhady zmírnění znečištění se změnami ve využití krajiny a krajinném managementu.

AGNPS je relativně jednoduchý simulační model, využívající ověřené vztahy pro výpočet plošného a soustředěného odtoku, eroze, transportu a ukládání splavenin a transportu chemických látek (N, P) z plošných a bodových zdrojů z jednotlivého návrhového deště v povodí do velikosti max. 200 km². Základní výstupní data pro každý element povodí a jeho uzávěrový profil tvoří výška přímého odtoku, kulminační průtok, ztráta půdy, množství splavenin, celkové množství a koncentrace rozpuštěného a vázaného dusíku a fosforu, CHSK. Kromě těchto celkových hodnot lze získat podrobné informace o přítoku a odtoku transportovaných látek v jednotlivých elementech a o transportu jednotlivých zrnitostních frakcí. Model nebyl vyvíjen jako predikční, ale především jako inženýrský nástroj pro podporu rozhodovacích procesů v protierozní ochraně. Vstupní údaje a výstupy simulace jsou prezentovány v tabelární a názorné grafické formě a jsou vhodným podkladem pro identifikaci kritických míst v hodnoceném povodí a k porovnávání vlivu jednotlivých scénářů využití a ochrany povodí na vyšetřované procesy.

Podrobnější informace o modelu jsou k dispozici na:

<http://ecobas.org/www-server/rem/mdb/agnps.html>

<http://www.ars.usda.gov/Research/docs.htm?docid=5199>

AnnAGNPS (Annualized AGricultural Non-Point Source)

Model AnnAGNPS je nástupcem modelu AGNPS, který modeluje erozi pro jednotlivou událost. Poskytuje odhad zatížení povrchového odtoku znečištěním v závislosti na využití území pro kontinuální srážky. Model simuluje povrchový odtok, transport splavenin a živin v zemědělsky využívaném povodí. Základním vstupem jsou hodnoty plošného znečištění, je ale možné zhodnotit také příspěvek bodových zdrojů znečištění (eroze – strže a výmoly; bodové zdroje chemického znečištění – zemědělská výroba, odpadní jímky apod.). Pomocí modelu je počítána výška přímého odtoku a kulminační průtok. K výpočtu eroze pro jeden přívalový dešť je použita upravená univerzální rovnice ztráty půdy (USLE – viz výše). Ztráta půdy je počítána pro každý element povodí a dále se sleduje pohyb materiálu v rámci toku. Část modelu zkoumající transport chemických látek odhaduje pohyb dusíku, fosforu a CHSK v povodí. Model umožňuje zohlednit i lokální zdroje znečištění.

ANSWERS, ANSWERS-2000 (Areal Non-point Source Watershed Environmental Response Simulation model)

Model ANSWERS slouží k simulaci hydrologických a erozních procesů v zemědělsky využívaných malých povodích, s možností rozšíření pro sledování transportu chemických látek. Model umožňuje zahrnout do úvah vliv nehomogenity půdních a vegetačních poměrů v povodí, různého způsobu obhospodařování a vliv nerovnoměrného zasažení deštěm. Model se skládá z hydrologického a erozního

submodelu. Hydrologický submodel určuje pro návrhovou srážku hydrogram odtoku a celkový objem odtoku v uzávěrovém profilu povodí. Erozní submodel hodnotí erozní proces (ztrátu půdy) v jednotlivých elementech vyšetřovaného povodí a transport splavenin v uzávěrovém profilu.

Model ANSWERS-2000 (Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation – new version) je nová verze modelu ANSWERS, která byla vyvinuta na Virginia Polytechnic Institute. ANSWERS-2000 se od modelu ANSWERS odlišuje ve dvou podstatných postupech. Umožňuje lepší vyjádření infiltrace, která je založena na Green-Amptově rovnici a počítá s procesy zahrnutými do výpočtu evapotranspirace a vsaku, což dovoluje simulovat podmínky mezi jednotlivými srážkovými událostmi. ANSWERS-2000 je kontinuální simulační model na rozdíl od „událostní“ podstaty modelu ANSWERS.

Podrobnější informace o modelu jsou k dispozici na:
<http://cwam.ucdavis.edu/pdfs/ANSWERS-2000.pdf>

5.1.3 Situace v České republice – využití a dostupnost půdních modelů

V České republice se modelováním v oblasti půdy zabývá řada univerzit, vysokých škol, výzkumných ústavů a jiných subjektů (jak státních, tak soukromých) zaměřených na environmentální problematiku. V Praze je to například ČZU, GISAT, ČHMÚ, ČVUT a Karlova univerzita. SRS používá modely v rámci programu FOCUS pro modelování chování pesticidů a následného povolovacího řízení distribuce a aplikace pesticidních látek na území České republiky, ÚKZÚZ modeluje obsahy rizikových látek v půdě.

5.1.3.1 Modely transportních procesů v půdách s širším využitím

HYDRUS-1D/-2D/(2D/3D)

Modely HYDRUS (Šimůnek et al., 1998, 2003, 2005; Šimůnek and van Genuchten, 2008) jsou univerzálně aplikovatelné modely pro řešení všech transportních procesů probíhajících v půdách (vyjma vícefázového proudění). Na ČZU v Praze, katedře pedologie a ochrany půd byl testován na řadě úloh např. transport pesticidů, transport popílku, preferenční proudění. Katedra pedologie a ochrany půd pořádá ve spolupráci s firmou PC-Progress uživatelské kurzy. Modely HYDRUS jsou rovněž využívány na jiných pracovištích v České republice – výsledky však zatím nejsou publikačně podloženy. Na katedře hydromeliorací a krajinného inženýrství a katedře hydrauliky a hydrologie FS na ČVUT v Praze je aplikován model SWMS (vyvinutý prof. Vogelem), který je podobný modelu HYDRUS (vychází ze stejných kořenů a podkladů) (Šimůnek, J., Vogel, T., van Genuchten, M. Th.).

BPS (Behaviour of Pesticides in Soils)

Model BPS byl vyvinut na ČZU v Praze, katedře pedologie a ochrany půd. Model predikuje chování pesticidů v půdách. Umožňuje simulaci sorpce a degradace pesticidů. Vstupními daty jsou charakteristiky pesticidů, půdních typů a údaje o počasí. Výsledky mohou být interpretovány ve formě datových souborů, grafických výstupů i účelových map, což vyžaduje GIS o půdě včetně digitalizované mapy. V současné době je k dispozici interpretace v měřítku 1:500 000.

Podrobnější informace:

<http://agris.fao.org/agris-search/search/display.do?f=2001/CZ/CZ01004.xml;CZ2001000339>

SMODERP (Simulační Model Odtoku a Erozního Procesu)

Model SMODERP byl sestaven na katedře hydromeliorací a krajinného inženýrství FS na ČVUT v Praze pro řešení návrhových úloh v protierozní ochraně zemědělských pozemků i pro nestandardní aplikace při stabilizaci svahů výsypek, silničních svahů apod. SMODERP je tvořen dvěma základními moduly – modulem hydrologickým (model plošného povrchového odtoku) a modulem erozním (model plošné rýžkové a mezirýžkové eroze). Model SMODERP umožňuje stanovit míru erozního ohrožení pozemků, určit přípustnou délku pozemku a odtokové charakteristiky plošného povrchového odtoku (objem odtoku, kulminační průtok) pro návrhový déšť různé pravděpodobnosti výskytu. Výstupy modelu SMODERP dávají podklady pro návrh prvků protierozní ochrany na jednotlivém pozemku o velikosti do cca 100 ha s nehomogenními morfologickými, půdními a vegetačními poměry. Model lze využít pro stanovení přípustné délky svahu (pozemku) ve zvolených profilech vyšetřovaného svahu a ve zvolených časových intervalech od počátku deště.

Základní vstupní údaje tvoří morfologické údaje (délka a šířka úseku, sklon), pedologické údaje (půdní druh, součinitel nasycené hydraulické vodivosti, sorptivita, drsnost půdního povrchu a jeho retenční schopnost) a vegetační poměry (druh vegetačního krytu, poměrná listová plocha, potenciální intercepce, Manningův součinitel drsnosti pro plošný povrchový odtok, faktor ochranného vlivu vegetace a způsobu obdělávání – C-faktor rovnice USLE). Simulační modely odtoku, eroze a transportu znečišťujících látek jsou perspektivní metodou pro řešení vztahů mezi využitím území a jeho ekologickou stabilitou. Tyto modely, jejich využití a vypovídací schopnosti umocňuje možnost jejich spojení s geografickými informačními systémy (GIS) při přípravě vstupních údajů a grafické interpretaci výstupů.

Podrobnější informace:

http://www.fce.vutbr.cz/veda/juniorstav2008_sekce/pdf/3/Kavka_Petr_CL.pdf

FLOREO

Projekt FLOREO (Demonstration of ESA Environments in support to FLOod Risk Earth Observation monitoring) je řešen v rámci programu PECS, který je společnou aktivitou České republiky a Evropské kosmické agentury (ESA), zaměřené na podporu zapojení českých firem a institucí do programů ESA. Tento projekt je řešen firmou GISAT (která má rovněž přístup k programovým a databázovým prostředkům v rámci programu CGMS-WOFOST), na realizaci se podílejí také Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy a ČHMÚ. Projekt je zaměřen na vybudování systému včasné předpovědi rizika vzniku povodňového jevu na regionální a národní úrovni České republiky a vizuální prezentaci výsledků pomocí webového portálu a mapového serveru. Navržený systém je založen na metodách monitorování bilance vody v krajině za pomoci metody dálkového průzkumu Země (DPZ). Jeho součástí bude detailní mapování a monitorování sněhové pokrývky, tání sněhu v jarních měsících a vznik potenciálního ohrožení povodněmi. V druhé navazující části se systém zaměřuje na simulaci režimu vody v krajině, tedy hlavně rychlost infiltrace a případné riziko povrchového odtoku přispívající ke vzniku povodní. Pro výpočet denních režimů vody v půdě je využit jednorozměrný model HYDRUS. Vypočtené aktuální půdní vlhkosti v půdních profilech jsou použity pro modifikaci čísel CN křivek, aplikovaných pro výpočet povrchového odtoku.

Podrobnější informace:

www.floreo.cz

AVISO (Agrometeorologická výpočetní a informační soustava)

Model AVISO simuluje vodní bilanci travního porostu. S modelem pracuje oddělení Agrometeorologie a fenologie ČHMÚ v Brně. V rámci práce s modelem byly modelovány tři skupiny půdních typů (v kategorii trvalý travní porost), lišící se objemem vody v půdním profilu. Vyhodnocení obsahu půdní vlhkosti bylo založeno na výpočtu aktuálního deficitu vyjádřeného v mm a specifikaci rozdílů v dlouhodobých rezervách vody v půdním profilu.

Podrobnější informace:

<http://www.ta3.sk/bioklima2009/Papers/Kohut%20et%20al.pdf>

<http://www.cbks.cz/sbornik08b/Kohut.pdf>

WBCM (Water Balance Conceptual Model)

Model WBCM byl využit při výpočtu hydrologické bilance na povodí lomu ČSA. Účelem studie, věnované této problematice, bylo modelovat bilanci srážek, odtoků a územního výparu, i možností přivedení externích vod tak, aby projekt hydro-rekultivačního zásahu mohl respektovat optimální vodní hladinu v nádržích. Model

umožňuje spolu s daty vnějších přítoků a pozemními průsaky určit vodohospodářskou bilanci mezi mezními kótami stavu vody v nádrži, dobu naplnění a manipulaci s vodou. Model je využitelný pro malá povodí. V povodí Malého Potoku byly modelovány tři scénáře reprezentující změny v trvalých travních porostech s cílem kvantifikovat rozsah vlivu na povrchový odtok a zásobu podzemní vody.

Podrobnější informace:

http://investor.kr-ustecky.cz/reregions-mezinarodni_konference_most/C2E13TCZ.PDF

Daisy

Model Daisy simuluje růst rostlin. Byl využit v projektu pro sledování dynamiky vody a dusíku, kdy byl využit k polnímu experimentu zaměřenému na růst brambor v projektu Evropské unie – FertOrgaNic.

Podrobnější informace:

<http://code.google.com/p/daisy-model/>

5.1.3.2 Geochemické modely

MAGIC

Pomocí modelu MAGIC (bližší údaje o modelu jsou uvedeny v Kap. 5.1.2) byl modelován průběh půdní acidifikace v západních Čechách s variantami, které uvažují na modelované lokalitě scénář s přítomností smrkových porostů a scénář, který počítá s nahrazením smrkového porostu listnatým lesem pro úroveň roku 1995. Pro obecnější rozšíření tohoto způsobu modelování vývoje lesních půd na větší území, např. zahrnující typicky celá pohoří, nejsou u nás dosud vytvořeny vhodné podmínky. Kvalitní data využitelná pro takové modelování existují zatím pouze pro několik málo míst v České republice.

Podrobnější informace o projektu:

<http://lesprace.silvarium.cz/content/view/1842/157/>

5.1.3.3 Erozní modely

WaTEM/SEDEM

Model byl vyvinut v Belgii na Katholické universitě. Byl testován jako predikční nástroj v rámci několika různých českých povodí. Jedná se o prostorově distribuovaný model eroze půdy, který funguje na základě rastrových GIS. V rámci práce s modelem

bylo zkoumáno povodí nádrže Hostivař. Ztráta půdy a transport sedimentů byly odhadnuty pro současný stav využívání půdy. Eroze byla zjištěna terénním průzkumem a porovnána s výsledkem modelování. Pro sledování změn ve využití území byly modelovány různé scénáře a byl stanoven jejich vliv na transport sedimentů a zanesení nádrže. Scénáře popisují několik variant ve využití území.

Podrobnější informace:

<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ldr.959/abstract>

AnnAGNPS a SWAT

Na katedře fyzické geografie a geoekologie Univerzity Karlovy byly srovnány výsledky modelů AnnAGNPS a SWAT v období let 1995–2004 v povodí Blšanky. Bylo zjištěno, že pro dlouhodobější modelování byly přesnější výstupy z modelu SWAT, zatímco pro krátkodobé intenzivní srážkové události byly přesnější výsledky modelu AnnAGNPS. Jelikož se v období experimentu měnilo využití území, mohly být modely otestovány v měnících se podmínkách využití půdy. Popis obou modelů je uveden v Kap. 5.1.2, resp. v Kap. 4.3.1 (SWAT).

Podrobnější informace:

http://www.isvav.cz/resultDetaildo?rowId=RIV%2F00216208%3A11310%2F07%3A11077!RIV08-MSM-11310____

5.2 Aplikace modelů v oblasti zemědělství

5.2.1 Úvod

Zemědělské modely jsou v Evropě hojně využívány, a to zejména modely ekonomické. Pro tvorbu agrární politiky státu, která vyžaduje pečlivou analýzu odvětví zemědělství a zahraničně obchodních vztahů s ostatním světem, se obvykle využívají makroekonomické modely, vycházející z analýzy minulého vývoje, které na základě určitých, přesně definovaných předpokladů umožňují predikci očekávaného vývoje zemědělství v předem zvoleném časovém úseku. Podle věcného rozsahu těchto modelů může jít buď o tzv. modely globální rovnováhy, kde je modelem zobrazeno nejenom odvětví zemědělství, ale i další sektory národního hospodářství, nebo o tzv. modely dílčí rovnováhy, kde je modelováno zemědělství jako samostatně fungující výseč národního hospodářství.

Tato kapitola je zaměřena na zemědělské modely, které se zabývají environmentální problematikou, přičemž modely pak mohou sloužit jako nástroje vytváření a posuzování environmentální politiky v oblasti zemědělství.

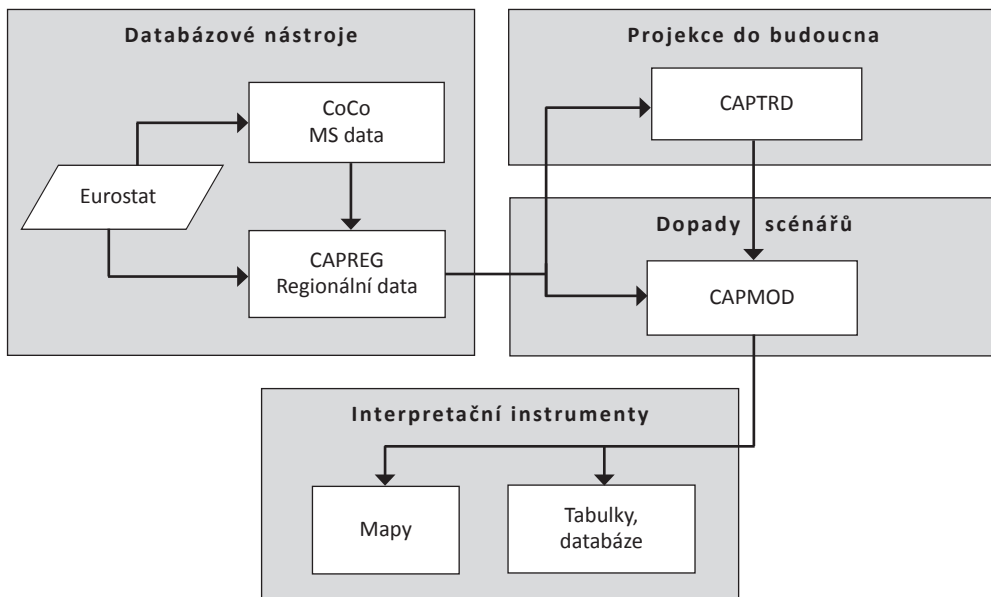
5.2.2 Přehled vybraných modelů

CAPRI

CAPRI (Common Agricultural Policy Regionalised Impact Modelling System, Britz, Witzke, 2008) je ekonomický model částečné rovnováhy, vyvinutý pro hodnocení vlivu zemědělských a jiných hospodářských politik v globálním až regionálním měřítku se zaměřením na země a regiony Evropské unie. Výsledky kvantitativní analýzy modelu podporují rozhodování týkající se zemědělské politiky. Model CAPRI je využíván Evropskou komisí a výzkumnými institucemi a obsahuje detailní zaměření na EU27, Norsko a státy západního Balkánu v regionálním (250 regionů) a globálním (zemědělský trh na úrovni zemí nebo skupin zemí) měřítku.

Modelový balíček sestává ze čtyř základních bloků: přípravy dat, projekce cílového roku, vlastního modelu a interpretačních nástrojů (viz Obr. 5.1). Databáze striktně vychází ze souhrnných zemědělských účtů vydávaných Eurostatem a databáze FADN. Produkční část databáze, stejně jako modelu, je členěna podle NUTS 2 regionů. Projekční blok CAPTRD provádí na základě trendů a expertních znalostí predikci vývoje zemědělského roku v cílovém období (obvykle 9 let dopředu).

Obr. 5.1 Schéma modelu CAPRI



Zdroj: CAPRI model documentation (Britz, Witzke, 2008)

Model sestává ze tří modulů: nabídkový modul, modul obratu zvířat a tržní modul.

Nabídkový modul se skládá z cca 250 regionálních optimalizačních modelů podle NUTS 2 členění. Všechny regionální modely mají společnou strukturu (s až 50 produkčními aktivitami), liší se jen ve velikosti parametrů (náklady, výnosy) a velikostech omezení (např. obdělávatelná půda, louky, půda ladem, potřeba živin NPK, emisní standardy, ceny, subvence atd.). Všechny podpory vázané na produkci jsou vyjadřovány jako cenové prémie. Vedle toho model CAPRI umožňuje explicitní vyjádření kvót a jiných nástrojů řízení nabídky. Optimalizačním kritériem je maximalizace zisku (přidané hodnoty). Protože jednotlivé nabídkové regionální modely jsou počítány individuálně a nezávisle na sobě, je možno nabídkový modul použít pro nezávislé analýzy vybraných regionů i bez dalšího využití tržního modulu.

Modul obratu zvířat je sice postaven odděleně od nabídkového modulu, avšak tyto moduly jsou úzce provázány. Důvodem je, že mladá (zástavová) zvířata se mohou přesouvat (obchodovat) mezi regiony, což je v Evropě běžná praxe.

Tržní modul je ekonometrický multiregionální model obchodu. Modul vychází z předpokladu jednotného trhu Evropské unie. Nabídka je agregována a srovnána s poptávkou za celou Evropskou unii. To znamená, že vnitřní obchod mezi evropskými regiony se nemodeluje explicitně na rozdíl od mezinárodního obchodu, který explicitně modelován je. Do hry vstupují cla a další formy překážek obchodu. Model je schopen tedy dobře podchytit vliv změn v mezinárodních dohodách o obchodu stejně jako změny v poptávkách a nabídkách v ostatních (mimoevropských) regionech. Tržní modul, stejně jako nabídkový modul, využívá tzv. vzorový přístup (template approach). V tomto případě trh každé komodity a regionu je modelován identickými ekonometrickými rovnicemi a rozdílnost trhů je podchycena specifickými parametry pro regiony a komodity, které odrážejí chování, technologie a politické nástroje. Modul postihuje 47 primárních a sekundárních zemědělských produktů a zahrnuje 28 obchodních bloků (skupin území, ve kterých jsou pak uvažovány obchodní toky apod.).

Interpretační blok poskytuje předdefinované mapy, tabulky a grafy i databázové výstupy pro další zpracování uživateli.

Model CAPRI je vhodný k ex-ante (předběžnému) hodnocení dopadů různých opatření zemědělských (Common Agricultural Policy), ostatních hospodářských politik i politik životního prostředí na produkci a příjem zemědělců, na trh, mezinárodní obchod a životní prostředí v regionálním až globálním (Evropská unie) měřítku. Dopady různých variant zemědělských politik jsou simulovány a porovnávány ve střednědobém horizontu obvykle osmi let, existují však aplikace s delším horizontem. Model sám není dynamický a tak není schopný simulovat strukturální změny. Pro dlouhodobé projekce je nutno tyto změny stejně jako technologický pokrok imputovat do modelu. Příkladem analýz vlivu politik, modelovaných

v CAPRI, jsou různé reformy – Agenda 2000, cukrová reforma (kvóty na cukr), reforma v oblasti mléčné produkce (mléčné kvóty), střednědobá revize Agendy 2000, tzv. Lucemburský kompromis z roku 2003 a jeho rozšíření v roce 2004, různé možnosti pro liberalizaci obchodu se zemědělskými produkty (Harbinsonský návrh, Švýcarský předpis, zrušení subvencí exportu, rozšíření preferenčních celních kvót (TRQ – tariff-rate-quota) pro vybrané země (např. nejchudší země světa), bilaterální zemědělská smlouva s Mercosur a středomořskými zeměmi, efekty změny kurzu Euro/US\$, obchodovatelné povolenky emisí CO₂ ze zemědělství aj.).

Základní verze modelu CAPRI poskytuje některé důležité environmentální indikátory jako je bilance živin NPK a emise důležitých atmosférických plynů podle směrnic IPCC. Vedle toho existují nástavby, které jsou schopny převést výsledky modelu CAPRI do detailní prostorové sítě (grid), např. co se týká užití půdy a bilance živin, což následně umožňuje hodnocení dopadů z hlediska biodiverzity nebo ochrany půdy a vod.

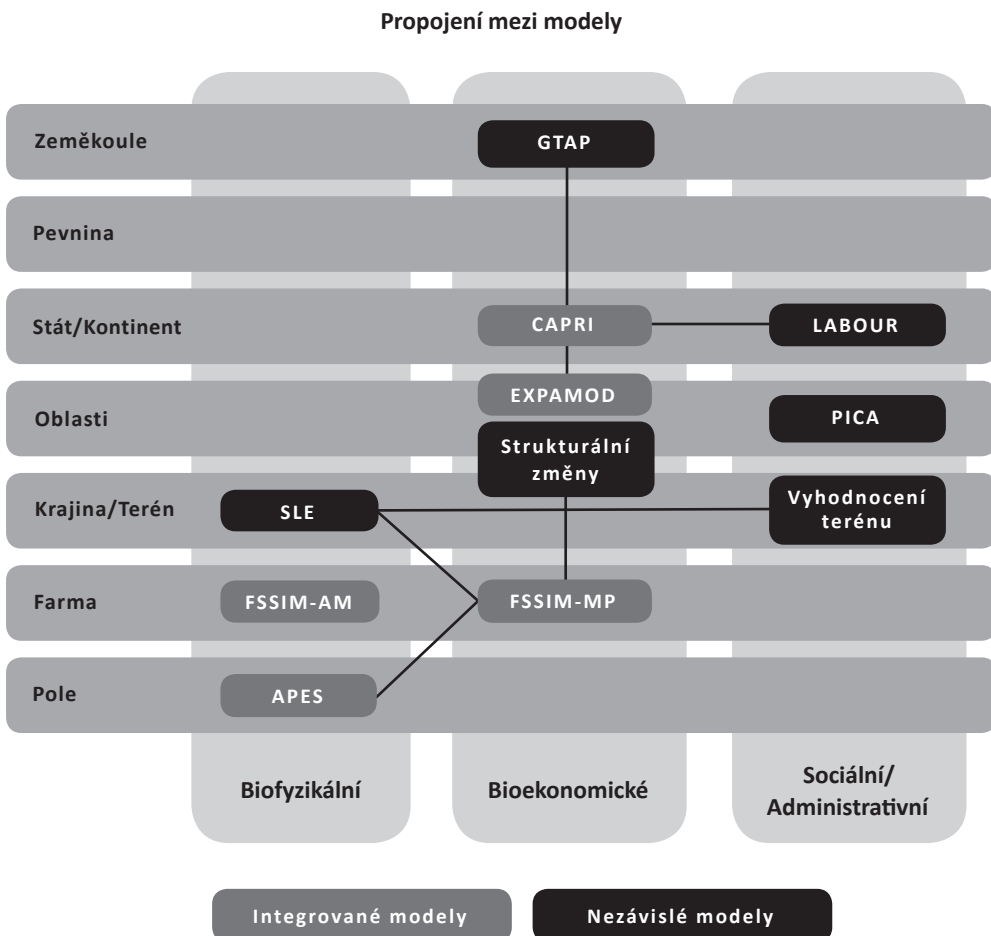
Model CAPRI byl v rámci některých evropských projektů integrován do širší soustavy modelů, např. SEAMLESS (System for Environmental and Agricultural Modelling; Linking European Science and Society) nebo SENSOR – projekt poskytující nástroje pro horizontální hodnocení environmentálních, sociálních a ekonomických dopadů politik na víceúčelové využití půdy a krajiny v evropských regionech (oba projekty viz níže).

Modely vyvinuté v rámci projektu SEAMLESS

Již z titulu svého zaměření se projekt SEAMLESS (System for Environmental and Agricultural Modelling; Linking European Science and Society) snažil vyvinout soustavu modelů, která by podchycovala nejen ekonomické a produkční dopady zemědělské politiky a jiných politik na evropské zemědělce, ale i dopady environmentální. Schéma modelové soustavy (viz Obr. 5.2) ukazuje úroveň modelů použitých v SEAMLESS. Nejnížší úroveň, kde dochází ke skutečné interakci zemědělské produkce s ekosystémem, je postihnuta modelem APES (viz dále). Produkční a environmentální charakteristiky této interakce vstupují do modelu druhé úrovně (farmy), kde se střetávají s ekonomickými zájmy zemědělských podnikatelů. Tato úroveň je postihnuta modelem FSSIM (viz dále). Chování farem je integrováno v chování zemědělského odvětví v rámci modelu CAPRI (též označován jako SEAMCAP). Globální model GTAP dává do souvislosti zemědělství s ostatními sektory a ekonomickými procesy států a světa.

EXPAMOD je můstkem mezi faremními modely (FSSIM) a sektorovým modelem CAPRI a v pravém slova smyslu nepředstavuje modelovou úroveň, jak by se dalo tušit ze schématu.

Obr. 5.2 Schéma soustavy modelů v SEAMLESS



Zdroj: <http://seamless-ip.org/>

Propojení mezi politikou, trhem a životním prostředím je podchyceno prostřednictvím provázanosti modelů CAPRI, FSSIM a APES. Je třeba si uvědomit, že jakkoliv se takové propojení modelů logicky nabízí, představuje nejen technický, ale především koncepčně metodický problém agregace. Poznatky biofyzikálních vazeb bylo totiž potřeba agregovat a převést do parametrů zemědělské výroby a organizace farmy. Tyto spolu s ekonomickými podněty produkují chování zemědělského podnikatele, jež je třeba agregovat a extrapolovat do chování zemědělského sektoru v oblasti (regionu NUTS 2 nebo státu).

FSSIM (Farming System Simulation Model)

FSSIM je bio-ekonomický model, vyvinutý v rámci projektu SEAMLESS, určený k vyhodnocení dopadu agrárních a environmentálních politik na výkon farem a indikátorů trvale udržitelného rozvoje. Je složený ze dvou částí, první FSSIM-AM sestává z dat představujících zemědělský management, druhá FSSIM-MP zahrnuje matematické programování.

FSSIM-AM se snaží identifikovat běžné a alternativní výrobní aktivity a stanovit množství jejich vstupních a výstupních koeficientů (jak z environmentálního hlediska, tak z hlediska výnosu) a používá k tomu biofyzikální model APES (Simulátor agrární produkce a externalit) a případná další data.

FSSIM-MP (Louhichi, 2007, Louhichi, 2008) se snaží popsat chování farmářů vůči biofyzikálním a socioekonomickým omezením a předpovídat jejich reakce na nové technologie, změny na trhu a politiky. Hlavními výsledky vygenerovanými FSSIM pro specifickou politiku jsou předpovědi využití půdy, produkce, využití vstupů, výnosy farem a environmentální externality (přebytky dusíku, vylučování dusičnanů, použití pesticidů atd.). Tyto výsledky mohou být přímo použity nebo mohou být převedeny do indikátorů k posouzení míry dopadu určité politiky.

FSSIM je obecně postavený optimalizační model (MP), principiálně podobný modelům nabídkového modulu CAPRI. Obecně postavený znamená, že je aplikovatelný pro řadu půdně klimatických zón, řadu faremních typů a řadu analytických účelů. Model maximalizuje zisk při zahrnutí rizika při zohlednění technologických a zdrojových omezení.

V SEAMLESS byl FSSIM realizován pro 21 oblastí, ovšem může být stejně dobře použit pro jiné oblasti. Pokud lze použít již dostupné výsledky APES (to znamená, že nová oblast je dostatečně fyzicky, tj. půdně-klimaticky podobná s některou oblastí, kde APES byl aplikován) nebo jsou údaje o interakci zemědělství s ekosystémem známy z jiných zdrojů, pak není třeba pro účely faremní analýzy současně aplikovat model APES. Je však stále třeba poskytnout řadu faremních ekonomických a technologických údajů, které byly v rámci SEAMLESS sbírány v šetřeních ve vybraných regionech. Podobnost modelovacího přístupu (matematické programování) mezi FSSIM a CAPRI podporuje kompatibilitu modelů. Nicméně, jak již bylo řečeno, pro úplnou integraci obou modelů je nezbytný model EXPAMOD.

Výstupy z modelu FSSIM jsou na jedné straně běžné produkční a ekonomické indikátory (plochy a produkce plodin, živočišná produkce, přidaná hodnota, příjem podnikatelů, náklady na pracovní sílu apod.) a na druhé straně ekonomické indikátory jako bilance živin NPK, bilance uhlíku a eroze (viz též APES).

Pro teritoriální aplikace (a tudíž i pro užití ve spojení s CAPRI) se podle FADN a strukturálního šetření (FSS) provede výběr typických farem v regionu a pro ně se sestaví jednotlivé faremní modely (viz Jansen, 2009). Model je doplněn grafickým uživatelským rozhraním (GUI).

APES (Agriculture Production and Externalities Simulator)

Simulátor agrární produkce a externalit (APES, Donateli, 2007) je modulární systém simulačních modelů určených k odhadnutí biofyzikálního chování agrární produkce vzhledem k počasí a možnostem agrotechnického managementu. Přestože v současném vydání jde o seskupení specifických komponentů podle potřeb projektu SEAMLESS, systém je stavěný tak, aby mohl později obsahovat i další moduly umožňující simulace, jako například nákazy.

Biofyzikální procesy jsou simulovány v APES deterministickými přístupy, které jsou většinou stavěny na mechanických prezentacích. Kritéria k výběru modelovacího přístupu byla založena na potřebě:

- účtování za specifické procesy (k simulaci využití půdy),
- získat data k simulacím efektů, které by mohly být omezeny na úrovni Evropské unie,
- provádět simulace zemědělské produkce dle specifického zájmu (např. plodiny, trávy, vinice, agrární lesnictví),
- simulace počínání agromanagementu a jeho dopad na systém.

Vstupy do modelu jsou jednak fyzikální charakteristiky regionu, ve kterém faremní typ hospodář (poloha, půda a počasí), a faremní technologie sestavené do faremního plánu jako rozhodovací strom (tedy v alternativách, jež se vybírají podle fyzikálních charakteristik). Na základě soustavy pravidel je odvozen jak produkční (výnosový), tak environmentální dopad (výnosy externalit). Environmentální dopad zahrnuje bilanci živin, uhlíkovou bilanci, půdní erozi, efekty půdního-vodního režimu. Model je doplněn grafickým uživatelským rozhraním (GUI).

SENSOR

SENSOR umožňuje široký pohled na škálu možností a zájmů politik v oblasti využití půdy, což dovoluje uživateli nasimulovat dopady důležitých změn politických orientací, jako například celkové rozdělení finančních podpor Společné zemědělské politiky. Celý integrovaný projekt Evropského rámcového programu výzkumu byl po více jak čtyřech letech dokončen v květnu 2009.

Hlavním produktem projektu SENSOR je kvantitativní nástroj k posuzování dopadu na trvalou udržitelnost užití půdy (SIAT, Sustainability Impact Assessment Tool).

Jde o kvantitativní modelovací nástroj poskytující posouzení scénářů z různých úhlů pohledu podle disciplín, sektorů a rozměrů trvalé udržitelnosti. Obsahuje vyhodnocení simulovaných environmentálních, společenských a ekonomických efektů v oblasti užití půdy.

FoPIA (Rámec pro participační vyhodnocení dopadu) je dalším produktem SENSOR, který doplňuje kvantitativní SIAT o kvalitativní přístupy. Oba nástroje jsou komplementární a měly by být cenným přínosem pro Evropskou strategii trvale udržitelného rozvoje.

SIAT integruje modely makroekonomické (NEMESIS), sektorové (CAPRI) a využití půdy (CLUE). Změny využití půdy jsou simulovány na 1 km² síti rozlišení a agregovány tak, aby mohly reagovat na případné změny v globální ekonomice a v sociálních trendech a politických scénářích. Propojení modelů je v zásadě pevné, SENSOR se ani tak nezaměřoval na vývoj modelů jako na jejich integrované propojení. Výsledkem tohoto snažení je, že běžný uživatel nepracuje v SIAT s modely, ale s tzv. reakčními funkcemi (response functions), které jsou generovány pro určitou škálu aplikací. V prvním stupni reakční funkce na základě systému ekonomických modelů NEMESIS, EFISCEN a CAPRI převede změnu politických opatření jak do ekonomických dopadů, tak dopadů nebo požadavků na půdu (její užití), což je prostřednictvím funkce užití půdy (na základě modelu CLUE) projektováno do již zmíněné jemné geografické sítě.

Nedílnou součástí SIAT je management dat a indikátorů. Data a indikátory založené na GIS, GMES/GEO jsou vyvinuty k posouzení dopadu využití půdy v regionálním měřítku EU25. Odpověď na změnu politických opatření v určitém rozsahu tak dostane uživatel bezprostředně pro jakýkoliv evropský region.

Scénáře zpracované SENSOR zahrnují výhledy vývoje globální ekonomiky a sociální trendy k cílovému roku 2025 (to je však možno upravit, není zavazující) a alternativní politická rozhodnutí ohledně využití půdy a rozvoje venkova.

Dopady změn využití půdy v sociálním, ekonomickém a environmentálním rozměru jsou vyhodnocovány pomocí 40 indikátorů integrovaných do SIAT. Ty jsou rozděleny do tří skupin: ekonomické (pracovní náklady, energetické náklady, administrativní náklady, přidaná hodnota, produktivita práce apod.), sociální (nezaměstnanost, zdraví, migrační tlak, turistický tlak atd.) a environmentální (bilance živin, bilance uhlíku, emise CO₂ a amoniaku, eroze půdy, koncentrace ptačí populace atd.).

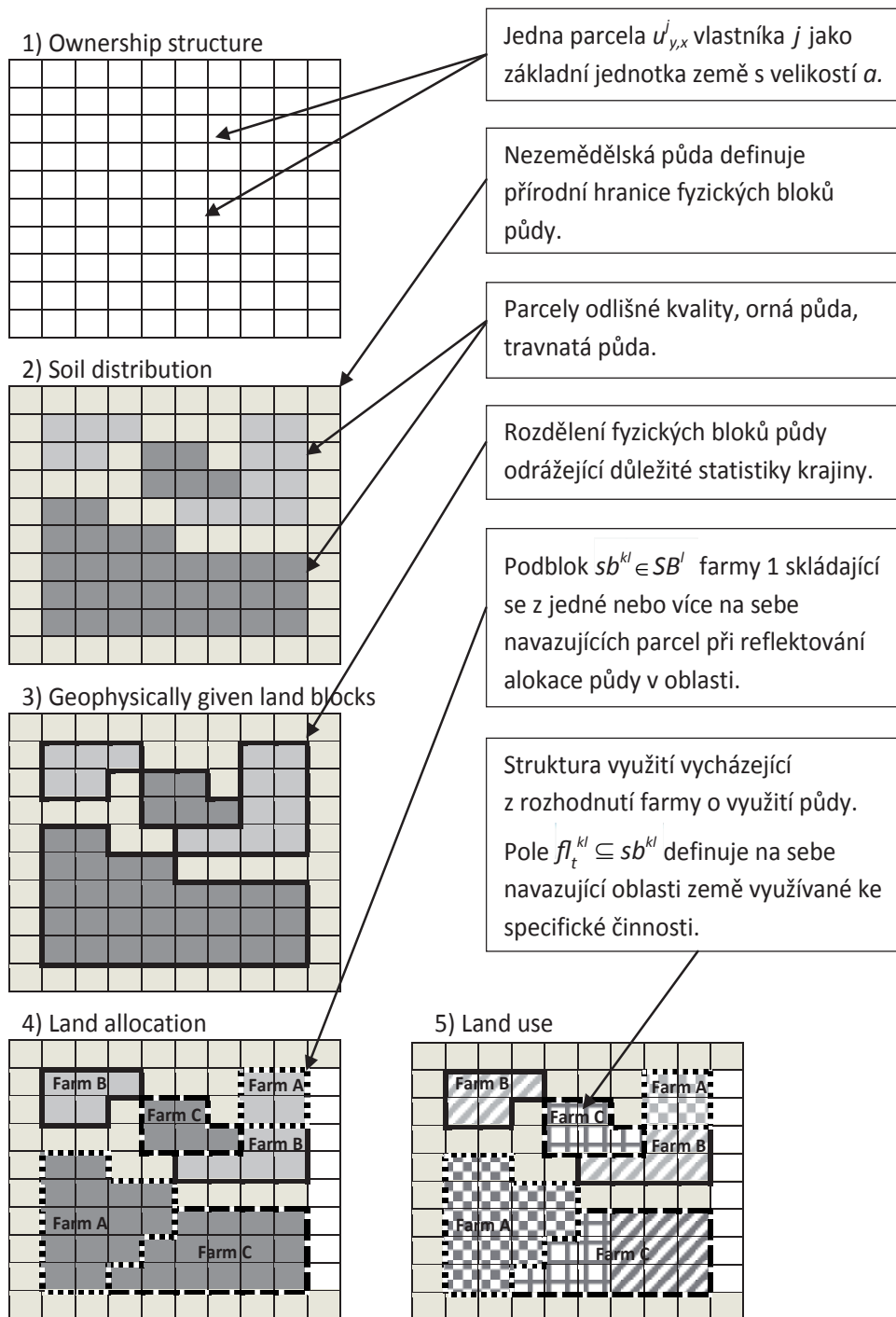
Pro analýzu dopadu využití půdy v regionálním kontextu jsou sociální, ekonomické a environmentální charakteristiky scénářů vyhodnocovány na pozadí konkrétních regionálních profilů. Otázky, týkající se kritické udržitelnosti v citlivých oblastech jako jsou hory, pobřeží, ostrovy a postindustriální zóny, jsou identifikovány a analyzovány.

Agentní modely – AgriPoliS

Zemědělské agentní modely (ABM) jsou prostorové a dynamické modely, schopné simulovat strukturální změny v zemědělství a užití půdy ve sledovaném regionu. Jejich hlavní ideou je modelovat zemědělský systém jako systém založený na určitých agentech, kterými jsou farmy. V tomto systému lze reprezentovat tyto farmy jako v realitě, tudíž jako heterogenní agenty, kteří se nějakým způsobem ovlivňují, spolupracují, vyměňují si mezi sebou a jinými agenty informace a popřípadě i soupeří (například o pozemky). V důsledku to znamená, že na rozdíl od výše uvedených modelů v ABM nejen charakteristiky komodit nebo aktivit, ale i charakteristiky agenta (jeho chování) rozhodují o změnách v zemědělské produkci a užití půdy. Chování agenta může být čistě neoklasické (maximalizuje užitek nebo zisk), ale může také obsahovat neracionální aspekty.

Simulační model zemědělské politiky AgriPoliS (Happe, 2006) byl vyvinut a je aplikován IAMO (Leibniz Institute of Agricultural Development in Central and Eastern Europe) v Halle. Prostor je v AgriPoliS vyjádřen dvoudimenzionální mřížkou rozdělenou na stejně velké díly nebo „parcely“ (Brady, 2007). Každá tato parcela znázorňuje standardní prostorovou jednotku specifické velikosti, která na sebe může vzít různé podoby půdních typů (např. trvalé travní porosty nebo orné půdy). V takto reprezentované realitě jsou všechny aspekty krajiny, které se přímo netýkají zemědělství (jako cesty, vodní plochy apod.), ignorovány, což je zdůvodňováno faktem, že pouze zemědělská půda je ovlivněna změnami v zemědělské politice. Další důležitou charakteristikou AgriPoliS je, že nemodeluje pozici farem a půdy jako v reálu, místo toho AgriPoliS generuje umělou krajinu založenou na distribuci zemědělských bloků a nezemědělské půdy v oblasti. Tento přístup zachycuje některé důležité charakteristiky pravé krajiny (velikost distribuce pole a rozdělení) a naopak opomíjí faktory, jakým je např. tvar (viz následující obrázek).

Obr. 5.3 Repräsentace půdy a krajiny v modelu AgriPolis



Zdroj: http://www.sli.lu.se/IDEMA/WPs/IDEMA_deliverable_24.pdf

AgriPoliS rozeznává pět různých vrstev území k popsání struktury zemědělství a půdy v dané oblasti: 1) vlastnictví, 2) distribuce půdy podle kvality a účelu, 3) geofyzikální bloky, 4) alokace, 5) užití půdy/ polní vrstva. Vrstva zabývající se vlastnictvím připisuje vlastnictví ke specifické parcele. Vrstva bloků se zabývá rozprostřením různých druhů půdy (orné půdy, travnaté půdy), odrážející tak geofyzikální podmínky oblasti. Alokační vrstva vyjadřuje alokaci geofyzikálně definovaných bloků k individuálním farmám. Poslední vrstva se zabývá využitím půdy farmou, tedy obsahuje pole složená z na sebe navazujících parcel, využitá danou farmou pro konkretizovanou produkci (např. obilovin).

Základními environmentálními indikátory v AgriPoliS jsou indikátory krajiny – mozaikovitost a diverzita krajiny. Tyto jsou asociovány s velikostí a rozložením bloků v umělé krajině AgriPoliS (více v Brady et al., 2008). Bez větších problémů lze doplnit o další indikátory (např. bilance živin) v postmodelové analýze.

Model AgriPoliS je náročný na data ze studované oblasti. Pokud je v dané oblasti dostatek farem zapojených do FADN, pak by bylo možno čerpat data odtud. Jinak je třeba provádět vlastní sběr. Hodnocení efektů politik na krajinu pomocí modelu AgriPoliS je náročné na interpretaci. Vyžaduje jak dobrou orientaci v problematice, tak v modelové abstrakci.

Vedle AgriPoliS byly vyvinuty podobné ABM modely i jinými institucemi a autory, např. Millington (2008), pro analýzu problému pokryvu půdy a šíření požárů ve středozemních státech.

5.2.3 Situace v České republice – využití a dostupnost modelů v oblasti zemědělství

Modelováním v oblasti zemědělství se v České republice zabývá především Ústav zemědělské ekonomiky a informací (ÚZEI)²⁶. Tvorbu výhledů ve vybraných oblastech (eroze půdy, expertní odhad hydrologických charakteristik půd a limitů využití půd) je schopen realizovat také Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i. (VÚMOP, v.v.i.)²⁷.

ÚZEI se vedle vyvíjení vlastních modelů zapojuje do mezinárodních projektů na vývoj aplikace modelů pro zemědělství. Většinou je cílem těchto projektů vytvářet takové modely, které jsou buď přímo pan-evropské, nebo aplikovatelné v libovolné části Evropské unie. Druhý jmenovaný přístup pak obvykle zahrnuje i proceduru, jak výsledky modelů ve výběru zemí nebo regionů generalizovat pro

26 <http://www.uzei.cz/>

27 <http://www.vumop.cz/>

úroveň Evropské unie. V této kapitole jsou zahrnuty jen ty modely, které poskytují informace o dopadech zemědělství a odpovídajících politik na životní prostředí.

5.2.3.1 Účast České republiky v mezinárodních projektech

CAPRI

ÚZEI se účastnil vývoje CAPRI pro nové členské země v letech 2004–2007 v projektu CAPRI-Dynaspat. Samotné užití však bylo dosud velmi omezené. To především vyplývá z toho, že síla CAPRI je v poskytnutí obrázku o dopadech politik na celou Evropskou unii a členské země nebo regiony NUTS 2 a uživatelům se může zdát, že v něm není zaměření na problémy jedné členské země nebo regionu. Faktem však je, že pokud uživatel chce, může provádět částečné simulace jen pro jednu zemi nebo region, nebo z velkých simulací, kdy je spouštěn i tržní modul, si může vybírat výsledky pro svou zemi. Druhým faktorem, který limituje užití CAPRI v České republice, je omezená možnost pro běžného uživatele modifikovat některé parametry modelu, např. zvolit jiný horizont (cílový rok), než je modelem nakalibrován v daném roce. Též simulovat některé neběžné nástroje politik může být problém.

Na druhé straně, každý rok se vydává aktualizovaná verze CAPRI (včetně datové základny) s baseline (základním řešením) se shodným zemědělským výhledem Komise. Scénáře spočívající v různých výších podpor je snadné provádět pro běžného uživatele. Užívání kalibrovaného modelu pro standardní cílový rok je bezplatné, je však dobré se zúčastnit školení uživatelů v daném roce pro pochopení nových modifikací programu a aktualizace dat. Vývojáři modelu jsou též otevření novým aplikacím, zejména by uvítali aplikace národní. Zřejmě s poměrně malými prostředky lze domluvit spolupráci na zásadnějších scénářích podle potřeb uživatelů.

CAPRI je v současné době zařazen mezi modely, jež ÚZEI předpokládá využívat pro tématické úkoly pro MZe, které by měly řešit otázky zemědělské politiky v novém programovém období.

SEAMLESS, FSSIM a APES

ÚZEI se účastnil projektu SEAMLESS po celou dobu jeho trvání, tj. v letech 2005 až 2009, patřil i do konsorcia, které celý projekt připravovalo od roku 2003. Vedle ÚZEI se projektu účastnil i Ústav systémové biologie a ekologie Akademie věd. Cílem SEAMLESS bylo vytvořit integrovaný nástroj pro posuzování dopadů na trvalou udržitelnost (Sustainability Impact Assessment) v oblasti zemědělství a zemědělské politiky. Ačkoliv byl nakonec takový nástroj vytvořen, jeho integrované užití je

velmi náročné a nedá se příliš předpokládat jeho využití. Nicméně, oba modely, které byly v rámci projektu vyvinuty (APES a FSSIM), jsou nepochybně příspěvkem výzkumné obci a mohou být uživatelsky velmi dobře využívány.

Co se týká FSSIM, ÚZEI preferuje přenést inovativní prvky do svého faremního modelu FARMA 4, což v současné době naplňuje (např. modelování rizika již bylo implementováno v duchu FSSIM). Dále se uvažuje i využití některých elementů databáze.

Jiná situace je s APES. ÚZEI vidí možnosti využití tohoto simulátoru podobným způsobem jako v SEAMLESS, tedy, že by produkoval vstupy do faremního modelu. Ovšem současně vidí potřebu spolupráce s některou další institucí, která by verifikovala a aktualizovala jak data o přírodních a klimatických podmínkách, tak technologie a pravidla jejich využívání. K takové spolupráci by byl potřeba společný projekt/zakázka, kde by uživatel také viděl prospěch z rozšířených možností posouzení environmentálních dopadů politik. Pro využívání APES (případně i FSSIM) je dále třeba uvažovat o potřebě členství v konsorciu SEAMLESS s ročním příspěvkem 5 000 EUR. Veškerou dokumentaci k APES i tutoriál je možno najít na stránkách www.apesimulator.it.

SENSOR, SIAT

Jak již bylo řečeno v předchozí části, užití SIAT je náročné. Přesněji řečeno, náročné je připravit SIAT k užívání pro skupinu problémů nebo možných scénářů. Je totiž třeba s použitím soustavy celoevropských modelů vytvořit reakční funkce (response functions), a to je v principu možné udělat jen s pomocí odborníků velmi dobře znalých všech modelů (nejlépe autorů). Naproti tomu samotné užívání koncovým uživatelem (odborníky na hodnocení dopadů na trvalou udržitelnost) je nenáročné, SIAT je velmi uživatelsky přátelský. O tom se lze přesvědčit u demo-verze na internetových stránkách SENSOR. Je možné také konstatovat, že SIAT je vhodný pro uživatele, kteří chtějí posuzovat dopady politik na větší výběr evropských regionů, pro jednu zemi nebo jeden region se jedná o příliš robustní nástroj. ÚZEI se projektu SENSOR neúčastnil, ani žádná jiná česká organizace. Nicméně nebylo by patrně problém spolupracovat s německým institutem ZALF (Leibnitz Zentrum für Agrarlandschaftsforschung, www.zalf.de).

AgriPolis

ÚZEI se účastnil projektu IDEMA, ve kterém se používal model AgriPolis k posuzování environmentálních dopadů společné zemědělské politiky v letech 2004–2007. Cílem projektu IDEMA bylo studovat vliv zavedení oddělených přímých plateb SZP na zemědělství a zvláště pak nájemní trh se zemědělskou půdou. Česká případová

studie byla provedena pro region Vysočina ve spolupráci s IAMO Halle (DE). V regionu byly vybrány na základě FADN a FSS typizované farmy, ke kterým se alokovala veškerá půda v regionu. Pomocí modelu AgriPoliS se simuloval dopad vývoje (oddělení, decoupling) a distribuce přímých plateb na zemědělskou produkci, trh s půdou, faremní příjmy a životní prostředí. Výsledky je možné najít na stránkách projektu IDEMA a také v Brady et al. (2009). Co se týká environmentálních dopadů, je nesporně AgriPoliS jeden z mála modelů, který poskytuje výsledky relevantní biodiverzitě a krajině. Závěry jsou odvozovány z indikátoru mozaikovitosti, který je poskytován modelem (výstupem řešení). Nepochybně je mozaikovitost podstatným aspektem krajiny a podmínkou pro biodiverzitu, není však jediným aspektem. Autoři na základě literatury i expertů asociují biodiverzitu (její atributy) s mozaikovitostí a tato asociace může být šitá na míru studované oblasti. Nicméně jsou tu dvě námitky: jednak modelová mozaikovitost může být daleko od skutečné, a jednak přiřazování atributů biodiverzity je náročné, ne nutně objektivní, a tak může být plausibilita závěrů problematická.

AgriPoliS je v modifikované podobě zaměřující se na aspekty rozvoje venkova použit v projektu PRIMA, jehož se ÚZEI též účastní.

AgriPoliS patří mezi náročné modely jak na data, tak na řešitele a na výpočetní techniku. ÚZEI není ani vlastníkem, ani autorizovaným uživatelem modelu. Veškeré technické úpravy modelu stejně jako jeho provoz byl zabezpečen IAMO. Z hlediska případného dalšího užití v České republice by bylo patrně možné spolupracovat s IAMO Halle, které je v spolupráci se zejména novými členskými zeměmi velmi nakloněno. Nicméně je nutno počítat s náklady na uhrazení spolupráce IAMO.

5.2.3.2 Zemědělské modely vyvinuté v České republice

Sledováním ekonomických výsledků odvětví zemědělství a na ně navazujících odvětví, zejména potravinářského průmyslu, se v České republice dlouhodobě zabývá ÚZEI (do roku 2007 VÚZE, RNDr. Ivan Foltýn, CSc., RNDr. Tomáš Ratinger, Msc.Dr. a další). Výsledky těchto sledování zpracovává od roku 1994 každoročně ÚZEI pro MZe ČR ve formě tzv. Zelených zpráv.

Analýzy ÚZEI v oblasti zemědělství na podnikové úrovni se opírají o ekonomické výsledky zemědělských podniků na základě každoročního výběrového šetření FADN (Účetní datová síť zemědělských podniků), zahrnující cca 1 500 zemědělských podniků v České republice (cca 900 podniků fyzických osob a cca 600 podniků právnických osob), a o každoroční nákladové šetření vybraného souboru zemědělských podniků České republiky (cca 250 podniků). Analýzy ÚZEI na úrovni odvětví zemědělství se opírají o tzv. Souhrnný zemědělský účet, který je za celé odvětví každoročně zpracován a publikován ČSÚ (od roku 1998, v letech 1994–1997 byl

zpracováván ÚZEI).

Na tyto analýzy navazují modely odvětví zemědělství, které jsou dlouhodobě v České republice zpracovávány výhradně v ÚZEI. Modely zemědělského odvětví v České republice jsou zaměřeny jednak na modelování ekonomického vývoje zemědělského odvětví, příp. potravinářského průmyslu v rámci vývoje celé ekonomiky České republiky spojené s prognózami a predikcemi tohoto odvětví, jednak na modelování ekonomických dopadů agrární politiky do zemědělství jako jednoho z hlavních stimulů vývoje tohoto odvětví. Dalšími modely byly typové nebo typické modely zemědělských podniků (farem), které reprezentovaly průměrné chování zemědělských podniků. Dalšími typy modelů jsou modely ekonomického vývoje zemědělských komodit.

Nejvýznamnějšími oblastmi ekonomicko-matematického modelování v zemědělství jsou:

- modelování souhrnného zemědělského účtu pro Českou republiku (pro modelování vývoje ekonomiky zemědělství a vliv agrární politiky na toto odvětví),
- modelování dopadů agrární politiky do agrárního sektoru (model AGRO-3),
- regionální životaschopnost zemědělských podniků České republiky (model FARMA-4),
- agroenvironmentální aspekty budoucího vývoje zemědělství České republiky (model FARMA-4),
- interakce mezi vývojem zemědělství a rozvojem venkova (agrární politika Evropské unie, původně koncipována pouze na podporu zemědělství a produkce zemědělských komodit, svým působením ovlivňuje nejen zemědělství, ale zprostředkovaně i celý venkovský prostor a přesouvá stále více finančních prostředků z oblasti zemědělského podnikání (Pilíř I) do oblasti mimoprodukčních funkcí zemědělství a rozvoje venkova (Pilíř II); v této oblasti byla hlavní pozornost zaměřena na otázky zaměstnanosti a udržitelnosti pracovních míst v zemědělství),
- predikce vývoje rentability zemědělských komodit do roku 2014 (modely RENT-1 a RENT-4),
- predikce vývoje agrárního sektoru do roku 2010 (studie „Predikce agrárního sektoru do roku 2010“).

5.2.3.3 Vybrané matematické modely a přístupy s environmentální tematikou používané v České republice od roku 1994

FARMA-4

Jedná se o nelineární optimalizační model ekonomického chování farmy. Model FARMA-4 umožňuje predikci regionální životaschopnosti, kdy simuluje optimální ekonomické chování zemědělského podniku s ohledem na vnější podnikatelské prostředí, v němž se podnik nachází. Model FARMA-4 tedy optimalizuje důchod ze zemědělské činnosti podniku, který označujeme jako zisk, nebo alternativně čistou přidanou hodnotu, tj. zisk bez pracovních nákladů. Regionální odlišnosti zemědělského podnikání v České republice jsou charakterizovány tzv. průměrnými podniky za okresy nebo kraje (regiony NUTS 3 a 4) v členění podle právní formy na podniky právnických a fyzických osob. Pro model FARMA byla vytvořena regionální databáze údajů. Softwarový aparát tohoto modelu umožňuje rychlé operativní zpracování modelových simulací v regionech České republiky s využitím této regionální databáze. Optimalizačním kritériem modelu FARMA-4 je buďto zisk na hektar (pokud jsou použity celkové náklady), nebo čistá přidaná hodnota na hektar (pokud jsou použity náklady redukované o náklady na pracovní síly).

Model FARMA-4 umožňuje prostřednictvím vhodných doplňujících omezujících podmínek a parametrů zohlednit i jiné než pouze ekonomické aspekty optimálního chování zemědělského podniku, např. trvale udržitelné zemědělství. Jedná se např. o udržování půdní úrodnosti formou bilance organického hnojení, nebo problém „ekonomické únosnosti“ AENVI programů (např. protierozních opatření) na zemědělské půdě navrhovaných v konkrétních lokalitách České republiky a podporovaných v rámci pilíře II SZP EU v České republice.

Významnou součástí ekologického bloku modelu jsou výpočty bilance živin N, P, K, které jsou propojené s ekonomickou optimalizací. Pro každou rostlinnou komoditu je definován vztah úrovně hnojení (organického i minerálního) a úrovně dosaženého hektarového výnosu (produkční funkce vypočtené pro výrobní oblasti, BPEJ a HPKJ) a množství živin N, P, K, které tato komodita z půdy odebírá. Tyto údaje spolu s údaji o atmosférické depozici těchto prvků jsou vybilancovány v rámci vypočtené optimální struktury. Model pak umožňuje tyto bilance využít jak pasivně (návazně na ekonomickou optimalizaci), tak aktivně (kdy je požadováno dodržení nezáporné nebo „téměř nulové“ bilance těchto živin). Jako výstup poskytuje informaci o maximálním možném zisku podniku při dodržení celkové disponibilní výměry zemědělské půdy, vstupní struktury zemědělských komodit, vč. zadané tolerance pro restrukturalizaci výroby (tj. rozšíření nebo zúžení této struktury). Model předpokládá, že zemědělský podnik se chová ekonomicky i při ekologické optimalizaci, tj. při zvažování vstupu do příslušných AENVI programů, tj.

snaží se maximalizovat svůj zisk s ohledem na výhody i nevýhody těchto programů (výše podpor, vliv na očekávané tržby a náklady, dodržování stanovených omezujících podmínek apod.), které chce zapojit do svých podnikatelských aktivit.

V oblasti zkoumání souvislostí budoucího vývoje zemědělství a rozvoje venkova byla hlavní pozornost zaměřena na otázky zaměstnanosti a udržitelnosti pracovních míst v zemědělství. Pomocí modelu FARMA-4 byly simulovány podmínky „ekonomické udržitelnosti“ pracovních sil v zemědělství v krajích a okresech České republiky spolu s hypotézou „udržitelné míry příjmové disparity“ příjmů ze zemědělské činnosti vzhledem k ostatním oborům NH.

Model byl také použit pro simulaci dopadů vstupu České republiky do Evropské unie ve výzkumném záměru „Analýza a vyhodnocování možností trvalé udržitelnosti zemědělství a venkova České republiky v podmínkách Evropské unie a Evropského modelu zemědělství“, kdy byl modifikován o možnost měření ekologického chování. Model FARMA-4 může sloužit i pro oceňování efektů připravovaných agrárně politických programů pro zemědělství České republiky, s cílem ekonomické stimulace „eliminace negativních“, resp. „posilování pozitivních“ dopadů zemědělství na životní prostředí.

V modelu FARMA-4 jsou připraveny další omezující podmínky, které umožňují zadat splnění některých AENVI nebo jiných podmínek. Tyto podmínky mohou být alternativně zadány jako:

- pasivní podmínky: výpočet modelu probíhá bez ohledu na dodržení této podmínky,
- aktivní podmínky: přípustné řešení vyžaduje splnění této podmínky.

Jedná se např. o pozitivní bilanci organických hnojiv (pokrytí potřeby organické hmoty do půdy skotem), návrhy protierozních opatření (eliminace erozně nebezpečných plodin, tvorba zatravňovacích pásů, zatravňování orné půdy apod.), udržování půdní úrodnosti prostřednictvím bilance inputů a outputů živin (N, P, K), spotřebu práce prostřednictvím pracovní náročnosti komodit apod.

Základními vstupními údaji modelu FARMA-4 pro daný podnik jsou:

- celkový rozsah zemědělské půdy,
- procento zemědělské půdy spadající do oblastí non-LFA a LFA,
- celkový počet pracovníků (AWU – přepočten na 100 % celkové roční pracovní kapacity),
- rozsah ploch jednotlivých rostlinných komodit,
- počet zvířat jednotlivých kategorií chovu skotu, prasat a drůbeže,
- hektarové výnosy a náklady na hektar jednotlivých komodit RV,
- užitkovost a náklady na krmný den jednotlivých kategorií ŽV (bez nákladů na vlastní krmiva).

FARMA-5

Model FARMA-5 umožňuje modelování dopadů zemědělství na životní prostředí. Řešitelský tým se dlouhodobě zabývá problematikou měření a modelování emisí amoniaku, měření a modelování mokré a suché depozice amoniaku a jeho výsledky jsou prezentovány v řadě řešených projektů a vědeckých publikací na národní i mezinárodní úrovni (např. Zapletal, 1997, 1998, 2001, 2006; Zapletal et al., 2004; Zapletal, Chroust, 2004, 2005, 2006, 2006a, 2006b; DHV, 2005; Jelínek et al., 2003, 2004). Protože v České republice neexistuje reprezentativní síť měření koncentrací amoniaku, mohou být koncentrace amoniaku odvozeny pouze z modelování emisí amoniaku doplněné o kontrolní měření u vybraných zemědělských zdrojů pro kalibraci modelu emisí. Nejvýhodnější metodou je modelování emisí amoniaku pomocí emisního modelu. V České republice neexistuje komplexní model, který by integroval model emisí amoniaku na úrovni zemědělského podniku s modelem depozičního toku celkového dusíku a s modelem ekonomiky zemědělského podniku. Částečné řešení tohoto problému je obsaženo v modelu FARMA-4, který kromě ekonomiky zemědělského podniku (Foltýn et al., 2006, 2007) obsahuje i výpočty bilance koloběhu živin N, P, K v zemědělské půdě.

Poradenský optimalizační systém FARMA-5 představuje sofistikovaný softwarový aparát pro modelování a simulace optimálního chování zemědělských podniků, které vychází z výrobně ekonomických podmínek zemědělského podniku (struktura výroby, kvalita půdního fondu, hektarové výnosy, užitkovost zvířat a nákladovost zemědělských komodit), reaguje na vnější ekonomické prostředí (tržní ceny zemědělských produktů, podpory zemědělských aktivit na bázi SZP EU a její specifiky pro Českou republiku), respektuje zásady správné zemědělské praxe a umožňuje vybírat a hodnotit varianty hospodaření šetrné k životnímu prostředí, které snižují negativní dopady zemědělské činnosti na životní prostředí.

Systém FARMA-5 představuje systém modelů založený na propojení a modifikaci již existujících modelových nástrojů, jako jsou:

- optimalizační model chování zemědělského podniku FARMA-4 simulující kromě ekonomických aktivit i agroenvironmentální aktivity a bilanci živin N, P, K v zemědělské půdě (viz výše),
- emisní model EMI-1 simulující emise skleníkových plynů ze zemědělské činnosti podniku do ovzduší,
- imisní model IMI-1, který vypočítá transformaci emisí na imise do zemědělské půdy,
- depoziční model DEP-1 umožňující kvantifikovat vstup celkového dusíku do půdy (s ohledem na emise amoniaku emitované ze zemědělského podniku),

- protierozní model ERO-1 vyhodnocující míru erozního ohrožení zemědělské půdy daného podniku spolu s návrhy protierozních opatření s podporou geografického informačního systému GIS, umožňujícího geografické lokalizace protierozních opatření a jejich transformaci do modelu FARMA-4.

Hlavní charakteristiky modelu emisí amoniaku EMI-1

Model počítá emise amoniaku z aktivit zemědělského podniku, tj. emise amoniaku z ustájení, ze skladování a z aplikace hnoje a kejdy, emise z pastevní periody a z aplikace průmyslových hnojiv podle agrotechnických parametrů živočišné i rostlinné výroby zadaných do modelu uživatelem (zemědělským podnikem). Parametry je možno zadávat dle reálného či zkoumaného (cílového) scénáře hospodaření podniku. Do modelu vstupují údaje o počtu zvířat, o složení chovu, o používaných agrotechnických opatřeních, o způsobu a umístění stájí hospodářských zvířat, o způsobu ustájení a způsobu manipulace a skladování hnoje (kejdy) v areálu zemědělského podniku. Do modelu vstupují údaje z registru půdy obsahující informace o využití zemědělské půdy LPIS, údaje z plánu hnojení a údaje o spotřebě průmyslových hnojiv. Emise amoniaku z chovu hospodářských zvířat jsou vypočteny z počtu hospodářských zvířat a emisního koeficientu a korigovány dle použitých agrotechnických opatření a postupů snižujících emise amoniaku (BAT).

Hlavní charakteristiky modelu imisí amoniaku IMI-1

Na základě modelového výpočtu celkové produkce emisí amoniaku vypočítá model IMI-1 množství imisí amoniaku v daném území, které rozhodujícím způsobem ovlivní atmosférickou depozici N do zemědělské půdy. Imisní koncentrace amoniaku jsou vypočteny z empirických statistických vztahů vyjadřujících závislost imisní koncentrace amoniaku na aktuální vypočtené emisi amoniaku. Statistické vztahy jsou odvozeny pro několik typických zemědělských podniků v různých výrobních oblastech, ve kterých je experimentálně v týdenních kampaních měřena imisní koncentrace amoniaku v různých vzdálenostech od zdroje emisí amoniaku a vybrané meteorologické charakteristiky. Empirické statistické vztahy jsou odvozeny ze statistických analýz vzájemných vztahů mezi celkovými emisemi amoniaku (modelované modelem EMI-1) a naměřenými imisními koncentracemi amoniaku, monitorovanými meteorologickými a agrotechnickými parametry pro vybrané typické zemědělské podniky. Empirické statistické vztahy jsou základem modelu IMI-1.

Hlavní charakteristiky modelu celkového depozičního toku dusíku DEP-1

Model modeluje celkovou depozici dusíku jako součet celkové mokré a suché depozice oxidovaných sloučenin dusíku (NO , NO_2 , HNO_3 a dusičnanů v aerosolu a ve srážkách) a celkové mokré a suché depozice redukováných sloučenin dusíku (NH_3 a amonných iontů v aerosolu a ve srážkách) v síti 1x1 km na území České

republiky (Zapletal, 1998, 2001). Vstupními proměnnými modelu jsou informace o koncentracích sloučenin dusíku v ovzduší a ve srážkách naměřené na monitorovacích stanicích. Koncentrace naměřené na monitorovacích stanicích jsou interpolovány metodou krigingu do sítě 1x1 km pokrývající celé území České republiky. Suchá depozice je modelována z hodnot koncentrací plynných složek a aerosolových částic v ovzduší a jejich depozičních rychlostí. Depoziční rychlosti oxidů dusíku (NO_x) a amoniaku (NH_3) jsou modelovány z meteorologických dat, dat o drsnosti povrchu a využití ploch pomocí několikanásobného rezistenčního modelu (Zapletal, 1998, 2001). Hodnoty suché depozice amoniaku modelované pomocí modelu DEP-1 jsou verifikovány podle výstupů modelu EMI-1. Mokrý depozice je modelována z hodnot koncentrací dusičnanů (NO_3^-) a amonných iontů (NH_4^+) ve srážkách a ze srážkových úhrnů. Celková depozice dusíku je součtem celkové suché a celkové mokré depozice dusíku.

Hlavní charakteristiky protierozního modelu ERO-1

Modelový aparát protierozního modelu je kombinací expertních a exaktních postupů. Model vyhodnocuje úroveň erozní ohroženosti zemědělské půdy uvažovaného zemědělského podniku a navrhuje adekvátní protierozní opatření. Ohrožení erozí se opírá o údaje z evidence zemědělské půdy (LPIS), o systém bonitace zemědělské půdy v České republice (BPEJ) a geografický informační systém (GIS). Ze zmíněných informačních zdrojů lze získat informace o geografické lokalizaci půdního fondu podniku (podle půdních bloků) a kvalitě zemědělské půdy (typ půdy, svažitost pozemků, zrnitost, výnosovost půdy apod.). Na základě těchto údajů za pomoci expertních posouzení a exaktního modelového aparátu (např. za pomoci rovnice pro určení půdního smyvu USLE – Universal Soil Loss Equation – Wischmeier, Smith, 1965) budou navržena vhodná protierozní opatření. Model využívá GIS, který umožní managementu podniku lokalizovat vybraná protierozní opatření na konkrétní půdní bloky zemědělského podniku.

Poradenský systém FARMA-5 umožní pomocí popsaného modelového aparátu vyhodnotit dopady různých variant zemědělského podnikání (intenzivní, méně intenzivní, případně extenzivní hospodaření) jak na ekonomiku farmy prostřednictvím ukazatelů ziskovosti a rentability, produkčně nákladových vztahů v závislosti na úrovni hnojení a ochraně rostlin, tak dopady do životního prostředí (koloběh živin a erozní procesy v zemědělské půdě, případně vliv na kvalitu ovzduší) se zohledněním všech typů podpor Společné zemědělské politiky na ekonomické výsledky farmy. Pomocí modelů emisí, přenosu a atmosférické depozice amoniaku, resp. amonných iontů je vyhodnocena účinnost opatření na snižování emisí amoniaku, tedy i zavádění zásad správné zemědělské praxe.

Poradenský systém FARMA-5 má za cíl navrhnout optimální chování vybraného zemědělského podniku jak z ekonomického, tak ekologického (agroenvironmentál-

ního) hlediska s ohledem na biologicko-technologické charakteristiky podniku, vnější ekonomické podmínky a životní prostředí, v němž se nachází a které ovlivňuje jeho zemědělské aktivity, a na druhé straně je zemědělským hospodařením podniku zpětně ovlivňováno. Výsledkem modelových simulací by měl být soubor kompromisních řešení, která by měla být ekonomicky i ekologicky přijatelná a poskytovala tak managementu podniku dostatečný prostor pro budoucí strategické rozhodování.

ENARPRI

Model ENARPRI umožňuje modelování multifunkčního charakteru zemědělství, hodnotí vývoj jeho úrovně a jeho jednotlivých kategorií farem za období 2003–2005. Porovnává tedy situaci před a po vstupu České republiky do Evropské unie. Relativní hodnocení v čase a mezi jednotlivými kategoriemi zemědělských podniků je založeno na množině indikátorů pro 3 základní osy multifunkčnosti: ekonomická výkonnost, vztah k životnímu prostředí, vztah k rozvoji venkova.

Hodnoty indikátorů jsou převzaty či odvozeny z dostupných veřejných informačních zdrojů (údaje FADN a Státního zemědělského intervenčního fondu). Výsledky hodnocení lze uplatnit pro případné cílové zaměření české politiky v budoucnosti, v souvislosti s diskutovanými změnami SZP EU po roce 2013. Nastává však otázka, do jaké míry se po vstupu do Evropské unie rozvíjí multifunkční charakter českého zemědělství a jeho jednotlivých kategorií podniků, tedy do jaké míry jsou zvýšené podpory do zemědělství využívány také v rozšiřování jeho produkce kladných externalit – veřejného zboží. Metodický a modelový přístup k hodnocení multifunkčnosti zemědělství byl rozvíjen a uplatněn ve více výzkumných projektech 6. Rámcového programu Evropské unie. Jde např. o projekt ENARPRI – European Network of Agricultural and Rural Policy Research Institutes a projekt SEAMLESS – System for Environmental and Agricultural Modelling; Linking European Science and Society.

AENVI-1

Model AENVI-1 je ekonomicko-matematický simulační model zabývající se simulací a posouzením ekonomických dopadů agroenvironmentálních (dále agro-envi) opatření nebo ekologického hospodaření do ekonomiky vybraných zemědělských komodit. Celý model je vytvořen v uživatelském prostředí MS-Excel. Model vychází ze standardního ekonomicko-technologického chování zemědělců České republiky, které se opírá o:

- výsledky každoročního nákladového šetření ÚZEI;
- standardizované technologické postupy v rostlinné výrobě (zpracované VÚZT, v.v.i.);
- analýzy koloběhu a bilance živin N, P, K v půdě v různých přírodních podmínkách České republiky (zpracované VÚRV, v.v.i.).

Model dále obsahuje analýzu technologických operací pro vybrané komodity RV (podle technologických sledování VÚZT, v.v.i.), která umožňuje konstruovat variantní zadání struktury nákladů do modelu podle obsahu čistých živin NPK a přípravků na ochranu rostlin tak, aby bylo možné simulovat ekonomické důsledky intenzivního, extenzivního, příp. ekologického hospodaření zemědělských podniků v České republice.

Model dále řeší otázky půdní zásobenosti živinami N, P, K podle různých podmínek v České republice v přepočtu na okresy. Model umožňuje na základě těchto údajů simulovat šetrné chování zemědělců vůči životnímu prostředí (minimalizace vstupů NPK do půdy) spolu s ohledem na zachování půdní úrodnosti pomocí bilance koloběhu živin v půdě (podmínka trvalé udržitelnosti zemědělství) a indikovat očekávané dopady do ekonomiky komodit v různých podmínkách České republiky.

Z technologických postupů pro jednotlivé plodiny lze odvodit dávky čistých živin NPK, které se do půdy dodávají. Současně je možné porovnat celkové náklady za jednotlivé operace podle VÚZT, v.v.i. s nákladovými položkami ÚZEI.

Metodologický aparát modelu AENVI-1 byl koncipován pro účely simulací dopadů agroenvironmentálních opatření a uplatňování výrobních technologií šetrných k životnímu prostředí v souvislosti s uplatňováním a tvorbou SZP EU a jejich národní specifikací pro Českou republiku. Model zohledňuje ekologické aspekty hospodaření na půdě v souvislosti s technologickými postupy a různými typy intenzity a úspěšnost hospodaření s návazností na hospodářská opatření šetrná k životnímu prostředí.

Model simuluje jednak dopady agroenvironmentálních zásahů a změn technologických postupů na produkčně nákladovou, resp. ekonomickou stránku hospodaření, jednak jejich dopady do koloběhu a bilance živin NPK. Jedná se o první variantu modelu, na jehož základě lze simulovat dopady změn technologických postupů v oblasti hnojení, ochrany rostlin a péče o půdu na výnosy plodin a na výslednou ekonomiku komodit.

AENVI-2

Model AENVI-2 je ekonometrický dynamický model zaměřený na simulace a projekce ekonomického a agroenvironmentálního chování zemědělců ve vztahu k hlavním zemědělským komoditám České republiky. V případě ekonomického chování jsou myšleny racionální ekonomické úvahy zemědělců vedoucí k minimalizaci jednotkových nákladů (vstupů) a maximalizaci produkce (výstupů). V případě agroenvironmentálního chování je předpokládána revize ekonomického chování, tj. maximalizace zisku současně se snižováním objemu některých vstupů v souvislosti s požadavky na zemědělské hospodaření šetrné k životnímu prostředí. Jedná

se zejména o redukci průmyslových intenzifikačních vstupů, jako jsou hnojiva neorganického původu a přípravky na ochranu rostlin, které v určitých vyšších koncentracích u intenzivních technologií mají za následek negativní dopady zemědělské činnosti na životní prostředí.

Model vychází z dlouhodobého sledování vlastních nákladů a intenzity (hektarových výnosů a užitkovosti) rostlinných a živočišných komodit na reprezentativním vzorku zemědělských producentů v České republice, které provádí ÚZEI. Vztah úrovně jednotlivých nákladových položek a dosažené intenzity produkce v minulém období reprezentuje výchozí bázi modelu AENVI-2 pro vyhodnocení ekonomické efektivity zemědělského hospodaření prostřednictvím souboru vybraných a současně nejvýznamnějších komodit RV a ŽV v České republice.

Při hodnocení ekonomického a agro-envi chování zemědělců se vychází z posouzení vývojových trendů celkových nákladů a jednotlivých nákladových položek a ukazatelů intenzity (hektarové výnosy, užitkovosti) jak v uplynulém období (skutečnost 2002–2007), tak v budoucnosti (projekce do roku 2013). Ekonomické hodnocení se opírá o vývoj efektivity produkce zemědělských komodit. Hodnocení agro-envi chování zemědělců vychází z principu sledování bilance živin (NPK) v půdě a jejich vztahu k výnosům jednotlivých rostlinných komodit. Jedná se o bilancování veškerých zdrojů živin do půdy pro danou komoditu (průmyslová hnojiva, organická hnojiva a další možné zdroje) a současně o odběr živin z půdy ve vztahu k dosažené produkci (hektarovému výnosu hlavního a případně vedlejšího výrobku) na základě výzkumů realizovaných VÚRV, v.v.i. Souvislosti mezi nákladovými položkami materiálových vstupů, jako jsou osiva, hnojiva a přípravky ochrany rostlin, a fyzickým množstvím těchto vstupů jsou analyzovány prostřednictvím standardních technologických postupů rostlinných komodit zpracovávaných ve VÚZT, v.v.i.

Cílem modelového zpracování je vytvořit modelový aparát pro porovnání ekonomické stránky hospodaření zemědělců u jednotlivých zemědělských komodit s agro-envi dopady měřenými prostřednictvím bilance koloběhu živin (N, P, K) v půdě. Rozhodování mezi průměrným, méně intenzivním a intenzivním chováním zemědělců ve vztahu k dané komoditě v příslušných výrobních oblastech České republiky jsou předmětem modelových úvah a modelových projekcí, které se opírají jednak o dosažené ekonomické výsledky (nákladová šetření ÚZEI), jednak o varianty agrární politiky prostřednictvím podpor jednotlivých zemědělských komodit, jejichž cílem je jednak ekonomická podpora příjmů ze zemědělství, jednak základ stimulace zemědělců k chování šetrnému k životnímu prostředí za použití technologických postupů šetrných k životnímu prostředí.

Pro konstrukci simulace ekologického chování zemědělců je do modelu AENVI-2 zabudována bilance živin NPK, která umožňuje posoudit, zda veškeré vstupy do půdy, dodávané prostřednictvím průmyslových a organických hnojiv včetně všech ostatních zdrojů (např. atmosférická depozice dusíku), odpovídají odběru těchto živin z půdy jednotlivými plodinami na základě dosažených hektarových výnosů a normativů odběru těchto živin.

Submodel BILANCE-NPK obsahuje agro-envi charakteristiky vztahů mezi vstupy zemědělců do výrobního procesu (osiva, hnojiva a přípravky na ochranu rostlin) prostřednictvím odpovídajících nákladových položek a výslednou intenzitou produkce. Agro-envi dopady zemědělského hospodaření jsou modelem dovedeny do výsledných bilancí živin N, P, K na základě normativního popisu zemědělských technologických postupů podle VÚZT, v.v.i. a koloběhu živin v půdách podle VÚRV, v.v.i.

Submodel STATISTIKA obsahuje matematicko-statistické analýzy pro ověřování modelových funkčních závislostí modelu AENVI-2.

AGRO-1 a AGRO-2

Pro simulaci dopadů agrární politiky v České republice byly vyvinuty 2 verze bilančně optimalizačního modelu zemědělství České republiky – model AGRO-1 (Vígner, Foltýn, Ratinger, 1997) a model AGRO-2 (Foltýn, Zedníčková, 1997) a později také model AGRO-3. Model AGRO je modulárně koncipovaný systém s jedním centrálním modulem (lineárně optimalizační model bilance zdrojů a užití hlavních zemědělských komodit) a soustavou satelitních modulů rostlinných a živočišných komodit (heuristické modely výpočtu jednotkových produkčních, technologických a nákladových parametrů). Modely AGRO byly použity pro výpočet variant agrární politiky (Doucha et al., 1996) a pro studii o předpokládaném vývoji zemědělství České republiky z hlediska vstupu do Evropské unie (Kraus et al., 1997).

Rostlinná výroba (RV) je v modelu reprezentována 19 vybranými tržními a krmnými plodinami, které představují více než 90 % ploch orné půdy České republiky. Pro každou plodinu byl vytvořen komoditní modul, který rozlišuje 10 skupin, tzv. decilů, podle maximálně možné teoreticky dosahované výnosové úrovně, stanovené specializovanými výzkumnými ústavami pro různé přírodní podmínky České republiky. Každé výnosové úrovni (decilu) odpovídají maximální rozsahy pěstování dané plodiny a příslušné jednotkové nákladové položky (náklady na osiva, hnojiva, ochranu rostlin, pracovní náklady apod.). Takto sestavená výchozí údajová báze, vztahená k roku 1994, představuje nejvyšší možnou (100 %) úroveň intenzity dané plodiny. Pro každý cílový rok modelového výpočtu se pak musí expertně stanovit, jaká procentuální výše úrovně intenzity jednotlivých plodin se očekává. Všechny komoditní moduly jsou pro cílový rok predikce propojeny zadáním indexů inflace

jednotlivých nákladových položek vzhledem k roku 1994, které platí pro všechny plodiny a decily. Výstupem každého komoditního modulu RV jsou pro cílový rok výpočtu upravené hodnoty hektarových výnosů (podle zadané úrovně intenzity) a jim odpovídající jednotkové náklady (modifikované podle zadané úrovně intenzity a zadaných indexů inflace).

Živočišnou výrobu (ŽV) v modelu reprezentují rozhodující chovy hospodářských zvířat členěné na jednotlivé kategorie. Pro každou kategorii zvířat byl vytvořen komoditní modul výpočtu jednotkových ukazatelů produkce a nákladů, vycházející z výchozí údajové báze a který obsahuje klíčové biologické, technologické a ekonomické parametry (dojivost, denní přírůstky, ztráty, počáteční a konečné hmotnosti, jednotlivé nákladové položky apod.) a vazby na finální živočišné produkty. Nákladové položky (krmné náklady, pracovní náklady, amortizace zvířat apod.) jsou vázány na ukazatele intenzity jednotlivých chovů (dojivost, přírůstky výkrmu skotu, přírůstky výkrmu prasat, snůška vajec u slepic nosných a doba výkrmu brojlerů). Jednotlivé moduly jsou vzájemně propojeny zadáním indexů inflace nákladových položek pro cílový rok modelových simulací vzhledem k roku 1994. Výstupem každého komoditního modulu ŽV jsou pro cílový rok upravené ukazatele jednotkové produkce, tj. maso, mléko, vejce (podle zadané intenzity) a jednotkových nákladů (modifikovaných úrovní intenzity a indexy nákladů) vztahených na průměrný kus.

Ze satelitních modulů RV a ŽV se vypočtené jednotkové ukazatele pro jednotlivé komodity přenášejí do centrálního bilančně optimalizačního modulu, kde jsou konfrontovány produkční možnosti zemědělství České republiky s potřebami potravinářského průmyslu, příp. dalších odvětví národního hospodářství na zemědělskou produkci všech druhů zaměření a s exportními a importními možnostmi a závazky vzhledem ke světovému agrárnímu trhu. Pro tento účel model AGRO-2 umožňuje zadání 4 typů cen (tuzemské, světové, importní ceny a exportní ceny v rámci omezení GATT) a fyzických i hodnotových omezení exportu a importu, včetně omezení GATT. Tyto modelové vstupy umožňují simulovat opatření státu v rámci agrární politiky jak v oblasti subvencování exportu, tak v oblasti ochrany agrárního trhu prostřednictvím importních cen (celní tarify) a rovněž respektovat závazky České republiky vzhledem ke GATT.

V budoucím využití modelu AGRO se předpokládá řešení i takových problémů, jako je hledání optimálních forem podpory agrárního trhu vzhledem k finančním možnostem státního rozpočtu a mezinárodním závazkům České republiky, které se promítnou i do optimalizace některých typů cen. Další perspektivní možností využití modelu AGRO je hledání ekonomicky optimální úrovně intenzity RV a ŽV, namísto současného stavu, kdy je třeba ukazatele intenzity předem zadávat. Jako velmi aktuální se jeví zabudovat do modelu AGRO možnost dvojího vyjádření některých komodit, a to jednak jako „klasické“ komodity s běžnými vazbami

na dosahované náklady a tržní ceny, jednak jako „ekologické“ komodity s příslušnými státními intervencemi do jejich výroby (nákladové subvence). V těchto případech bude nutno chápat model jako optimalizační model nelineárního matematického programování.

AGRO-3

Na modely AGRO-1 a AGRO-2 navazuje model AGRO-3, který byl vyvinut pro modelování dopadů různých variant agrární politiky v České republice. Jedná se o nabídkově poptávkový nelineární optimalizační model. Model vychází z principu dílčí tržní rovnováhy agrárního sektoru. Je založen na principu rovnováhy nabídky a poptávky na třech trzích – na trhu zemědělských komodit (trh 1), na trhu zpracovaných komodit (trh 2) a na trhu finálních potravin (trh 3). Exogenními proměnnými modelu AGRO-3 jsou obecné makroekonomické podmínky (vývoj světových cen zemědělských komodit, vývoj inflace a směnného kurzu koruny vůči dolaru, vývoj příjmů obyvatelstva apod.), specifické podmínky agrárního sektoru České republiky (náklady zemědělských komodit, funkční vztahy mezi příjmy a náklady na trzích 1–3, výchozí spotřeba potravin ve výchozím roce 1996, elasticity příjmů a poptávky po potravinách apod.) a podmínky agrární politiky a mezinárodní závazky České republiky (výrobní kvóty, celní tarify, exportní subvence apod.). Endogenními proměnnými modelu AGRO-3 jsou objemy výroby, tuzemské ceny, cílové hodnoty poptávky po potravinách a exporty a importy na všech trzích. Účelovou funkci modelu tvoří zisk výrobců, zpracovatelů a obchodníků. Optimalizačním kritériem modelu je zisk zemědělců, zpracovatelů i obchodníků. Model umožňuje řešit otázky implementace různých aspektů a variant zemědělské politiky.

Model AGRO-3 slouží pro simulaci a prověřování různých variant agrární politiky k určitému zvolenému roku. Obsahuje cca 100 ukazatelů reprezentujících zemědělskou prvovýrobu, cca 50 ukazatelů za zpracovatelský průmysl, cca 40 ukazatelů za oblast prodeje finálních potravin, cca 50 za oblast spotřeby potravin a cca 20 ukazatelů za oblast exogenních vstupů do agrárního sektoru. Model byl použit pro simulaci dopadů vstupu České republiky do Evropské unie v oblasti zemědělství v rámci studie ÚZEI (Kraus et al., 1997, 1998). V další etapě se předpokládá rozšíření modelu o možnosti implementace agrární politiky do netradičních oblastí, zejména do oblasti tzv. veřejného zboží, agroenvironmentální politiky apod.

Pro model AGRO-3 definujeme „agrární sektor“ jako tu část národního hospodářství, která obsahuje na straně nabídky veškerou produkci, která má svůj původ v tuzemské zemědělské produkci, a na straně poptávky spotřebu finálních potravin obyvatelstvem, ať už mají svůj původ v tuzemské produkci nebo v importu. Pro všechny komodity spadající do agrárního sektoru předpokládáme možnost exportu i importu. Pro zachycení vztahů mezi celkovými příjmy a výdaji obyvatelstva, z nichž

výdaje za potraviny tvoří pouze jejich určitý podíl, jsou do modelu implementovány navíc agregované ukazatele ostatních, tj. nepotravinových výdajů.

Je zřejmé, že model AGRO-3 je jako všechny matematické modely určitým zjednodušením reality, z čehož vyplývá, že při jeho využití pro vybranou variantu agrární politiky lze do modelu implementovat pouze některé prvky této politiky, zatímco jiné je třeba stanovit jinými způsoby mimo model. Které prvky agrární politiky lze implementovat do modelu, ukazuje následující přehled modelových veličin, které je třeba zadat nebo je možné je různými omezeními regulovat.

Další informace: <http://www.agris.cz/vzdelavani/detail.php?id=105828&iSub=1047>.

Seznam literatury

Literatura odkazovaná:

- BRADY, M., KELLERMANN, K., SAHRBACHER, CH., JELÍNEK, L., LOBIANCO, A. *Environmental Impacts of Decoupled Agricultural Support: a Regional Assessment* [online]. c2007 [cit. 2010-09-15]. Dostupné z: <www.sli.lu.se/IDEMA/WPs/IDEMA_deliverable_24.pdf>.
- BRADY, M., KELLERMANN, K., SAHRBACHER, CH., JELÍNEK, L., LOBIANCO, A. Impact of Decoupled Agricultural Support on Farm Structure, Biodiversity and Landscape Mosaic: Some EU results. *JAE*, 2009, Vol. 60, No. 3, p. 563–585.
- BRITZ, W., WITZKE, P. *CAPRI model documentation: Version 2* [online]. c2008 [cit. 2010-09-15]. Dostupné z: <http://www.capri-model.org/docs/capri_documentation.pdf>.
- CAMARDA, I., et al. Sustainability of Protected Areas. In *Global challenges of parks and protected area management : proceedings of the 9th ISSRM*. Sassari: University of Sassari, Italy, 2004.
- DONATELI, et al. *Agricultural Production and Externalities Simulator (APES) prototype to be used in Prototype 1 of SEAMLESS-IF. Report No. 28* [online]. SEAMLESS, c2008 [cit. 2010-09-15]. Dostupné z: <http://www.seamless-ip.org/Reports/Report_28_D3.2.19.pdf>.
- DOUCHA, T., FOLTÝN, I. *Modelling the Multifunctionality of Czech Agriculture. ENARPRI Working Paper No. 17*. Brusel: CEPS, 2006. ISBN 92-9079-637-5.
- EC EU. *Zpráva Komise Radě a Evropskému parlamentu o provádění aplikací dálkového průzkumu a o využívání finančních zdrojů poskytnutých pro tyto účely podle nařízení Rady (ES) č. 78/2008: Průběžná zpráva SEK(2010) 984* [online]. c2010 [cit. 2010-09-15]. Dostupné z: <<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2010:0436:FIN:CS:PDF>>.
- FOLTÝN, I., ZEDNÍČKOVÁ, I. *Model agrárního sektoru ČR (AGRO-3) a modelování agrární politiky*. Praha: VÚZE, 1998.
- FOLTÝN, I., ZEDNÍČKOVÁ, I. Matematický model AGRO-3 pro simulace a predikce dopadu agrární politiky na agrární sektor. *Zemědělská ekonomika*, 2001, No. 1.
- FOLTÝN, I. et al. *Model AENVI-1 for impact simulation of the sustainable economy on environment and farm economics in CR. The Economic Implications of Public Support to Agriculture*. Bologna, Italy, 2008. 10 pp.
- FOLTÝN, I., ZEDNÍČKOVÁ, I., GREGA, L. (2004): Efficiency of Agricultural Policy as a Factor of sustainability of protected areas. In Camarda, I., Manfredo, M. J., Mulas, F., Teel, T. L. (Eds.) *Global Challenges of Parks and Protected Area Management, Proceedings of the 9th ISSRM*. La Maddalena, Sardinia, ISBN 88-7138-318-4.
- FOLTÝN, I., ZEDNÍČKOVÁ, I. *Nabídkově poptávkové modely agrární politiky a modelování zahraničního obchodu*. Sborník prací z vědecké konference „Agrární perspektivy VI“, Praha: PEF ČZU, 1997, p. 267–275.
- HAPPE, K., KELLERMANN, K., BALMANN, A. Agent-based Analysis of Agricul rural Policies: An Illustration of the Agricultural Policy Simulator AgriPoliS, its Adaptation and Behavior. *Ecology and Society*, 2006, No. 11(1), p. 49.

- HEIDMANN, T., TOFTENG, C., ABRAHAMSEN, P., et al. Calibration procedure for a potato crop growth model using information from across Europe. *Ecological modelling*, 2008, Vol. 211, Issue 1–2, p. 209–223.
- HRUŠKA, J., KRÁM, P., SCHWARZ, O. *Kyselá dešť stále s námi – Modelování dlouhodobé acidifikace lesních půd* [online]. Lesnická práce, No. 6. c1999 [cit. 2010-09-15]. Dostupné z: <<http://lesprace.silvarium.cz/content/view/1842/157/>>.
- JANĚČEK, M., et al. *Základy erodologie*. Praha: ČZU, 2008. ISBN 978-80-213-1842-7.
- JANSSEN, S. J. C., et al. *Integration of all FSSIM components within SEAMLESS-IF and a stand alone Graphical User Interface for FSSIM. Report No. 38* [online]. SEAMLESS, c2009 [cit. 2010-09-15]. Dostupné z: <http://www.seamless-ip.org/Reports/Report_38_D3.3.12.3.pdf>.
- KLIMENT, Z., KADLEC, J., LANGHAMMER, J. Evaluation of suspended load changes using AnnAGNPS and SWAT semi-empirical erosion models. *CATENA*, 2008, Vol. 73, Issue 3, p. 286–299.
- KODEŠOVÁ, R., BRODSKÝ, L. Comparison of CGMS-WOFOST and HYDRUS-1D. Simulation Results for One Cell of CGMS-GRID50. *Soil & Water Res.*, 2006, No. 1(2), p. 39–48.
- KÖHNE, J. M., et al. A review of model applications for structured soils: b) Pesticide transport. *J. Cont. Hydrol.*, 2008. doi:10.1016/j.jconhyd.2008.10.003.
- KOHUT, M., ROŽNOVSKÝ, J., CHUCHMA, F. *The long-term soil moisture reserve variability in the Czech Republic based on the AVISO model. Sustainable development and bioclimate*. 2009. p. 160–161.
- KOVAR, P. Water balance modelling on small forested catchments. *Environmental Forest Science, Book Series: Forestry sciences*, 1998, Vol. 54, Kyoto, Japan. p. 405–410.
- KRÁSA, J., DOSTÁL, T., VAN ROMPAEY, A., et al. Reservoirs siltation measurements and sediment transport assessment in the Czech Republic, the Vrchlice catchment study. *CATENA*, 2005, Vol. 64, Issue 2–3, p. 348–362.
- KRÁSA, J., DOSTÁL, T., VRÁNA, K., et al. Predicting spatial patterns of sediment delivery and impact of land-use scenarios on sediment transport in Czech catchments. *Land degradation and development*, 2010, Vol. 21, Issue 4, p. 367–375.
- LOUHICHI, K., FLICHTMAN, G., BLANCO FONSECA, M. A generic mathematical programming model (FSSIM-MP) for farming systems analysis. In Hatfield, J., Donatelli, M., Rizzoli, A. (Eds.) *Farming Systems Design 2007: An international symposium on Methodologies for Integrated Analysis of Farm Production Systems*. Catania, Sicily, Italy, 2007. Vol. 2, p. 216–217.
- LOUHICHI, K., BLANCO FONSECA, M., FLICHTMAN, G., JANSSEN, S. J. C., HENGSDIJK, H. *A generic template for FSSIM. Report No. 4* [online]. SEAMLESS, c2008 [cit. 2010-09-15]. Dostupné z: <http://www.seamless-ip.org/Reports/Report_04_PD3.3.2.1.pdf>.
- MILLINGTON, J., ROMERO-CALCERRADA, R., WAINWRIGHT, J., PERRY, G. An Agent-Based Model of Mediterranean Agricultural Land-Use/Cover Change for Examining Wildfire Risk. *Journal of Artificial Societies and Social Simulation*, 2008, Vol. 11, No. 44.

Literatura doporučená:

- ANDERSON, E. *Calibration of conceptual hydrologic models for use in river forecasting*. UCAR, 2002.
- BOOGAARD, H. L., VAN DIEPEN, C. A., ROTTER, R. P., CABRERA, J. M. C. A., VAN LAAR, H. H. *User's guide for the WOFOST 7.1 crop growth simulation model and WOFOST Control Center 1.5, Technical Document 52*. Wageningen: DLO Winand Staring Centre, 1998. 142 p.
- DAM, J. C. VAN, HUYGEN, J., WESSELING, J. G. *Theory of SWAP version 2.0: simulation of water flow, solute transport and plant growth in the soil-water-atmosphere-plant environment*. Wageningen: DLO Winand Staring Centre, Wageningen Agricultural University, Department Water Resources, 1997.
- DE GRYZE, S., BOSSUYT, H., VAN OOST, K., MERCKX, R. The relationship between landform and the distribution of soil C, N and P under conventional and minimum tillage. *Geoderma*, 2008, Vol. 144, Issue 1–2, p. 180–188.
- DE VENTE, J., POESEN, J., VERSTRAETEN, G., VAN ROMPAEY, A., GOVERS, G. Spatially distributed modelling of soil erosion and sediment yield at regional scales in Spain. *Global and Planetary Change*, 2008, Vol. 60, Issue 3–4, p. 393–415.
- DIEPEN, C. A. VAN, RAPPOLDT, C., WOLF, J., KEULEN, H. VAN *Crop growth simulation model WOFOST. Documentation version 4.1*. Wageningen, The Netherlands: Centre for World Food Studies, 1988.
- FEDERER, C. A., LASH, D. *BROOK: A hydrologic simulation model for eastern forests. University of New Hampshire Water Resources Research Center Research Report 19*. Durham, New Hampshire, U.S.A., University of New Hampshire, 1978. 94 p.
- FLORINSKY, I. V., EILERS, R. G., MANNING, G. R., FULLER, L. G. Prediction of soil properties by digital terrain modelling. *Environmental Modelling & Software*, 2002, Vol. 17, p. 295–311.
- HUTSON, J. L. *Leaching estimation and chemistry model. Model description and user's guide*. 2003. 142 p.
- JARVIS, N. J. *The MACRO model. Technical description and sample simulation. Reports and dissertations 19*. Uppsala, Sweden: Swedish University of Agricultural Science, Dept. of Soil Science, 1994. p. 51.
- JENNY, H. *Factors of soil formation. A System of Quantitative Pedology*. New York: McGraw-Hill, 1941.
- KEIM, R. F., TROMP-VAN MEERVELD, H. J., MCDONNELL, J. J. A virtual experiment on the effects of evaporation and intensity smoothing by canopy interception on subsurface stormflow generation. *J. Hydrol.*, 2006, No. 327, p. 352–364.
- KNIJFF VAN DER, J., DE ROO, A. *LISFLOOD - distributed water balance and flood simulation model, User manual*. EC-JRC, 2005. 70 p.
- KNISEL, W. G. *CREAMS: A field-scale model for chemicals, runoff, and erosion from agricultural management systems. Cons. Res. Rpt. 26*. Washington, D. C.: US Dept. Agr., 1980. 643 p.
- KNISEL, W. G. (Ed.) *GLEAMS: Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems*. Athens, GA, Univ. of Georgia, Coastal Plain Expt. Sta, Bio. and Agri. Engr. Dept., 1993. 260 p.

- KNISEL, W. G., DAVIS, F. M. *GLEAMS (Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems), Version 3.0, User Manual*. Tifton, GA.: Southeast Watershed Research Laboratory, U. S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service, 2000. 194 p.
- KNISEL, W. G., LEONARD, R. A., DAVIS, F. M., SHERIDAN, J. M. Water balance components in the Georgia Coastal Plain: A GLEAMS model validation and simulation. *Journal of Soil and Water Conservation*, 1991, Vol. 46, Issue 6, p. 450–456.
- JACQUES, D., ŠIMŮNEK, J. *User Manual of the Multicomponent Variably-Saturated Flow and Transport Model HP1, Description, Verification and Examples. Version 1.0, Waste and Disposal*. Mol, Belgium, 2005. 79 p.
- JACQUES, D., ŠIMŮNEK, J., MALLANTS, D., GENUCHTEN, M. TH. VAN. Modelling coupled water flow, solute transport and geochemical reactions affecting heavy metal migration in a podzol soil. *Geoderma*, 2008, No. 145, p. 449–461.
- KODEŠOVÁ, R., GRIBB, M. M., ŠIMŮNEK, J. Estimating soil hydraulic properties from transient cone permeameter data. *Soil Science*, 1998, Vol. 163, Issue 6, p. 436–453.
- KODEŠOVÁ, R., ORDWAY, S. E., GRIBB, M. M., ŠIMŮNEK, J. Estimation of soil hydraulic properties with the cone permeameter: Field Studies. *Soil Science*, 1999, Vol. 164, Issue 8, p. 527–541.
- KODEŠOVÁ, R., KODEŠ, V., ŽIGOVÁ, A., ŠIMŮNEK, J. Impact of plant roots and soil organisms on soil micromorphology and hydraulic properties. *Biologia*, No. 61 (Supl. 19), p. 339–343.
- KODEŠOVÁ, R., KOČÁREK, M., KODEŠ, V., ŠIMŮNEK, J., KOZÁK, J. Impact of soil micromorphological features on water flow and herbicide transport in soils. *Vadose Zone Journal, Special Issue "Vadose Zone Modeling"*, 2008, Vol. 7, Issue 2, p. 798–809.
- KODEŠOVÁ, R., VIGNOZZI, N., ROHOŠKOVÁ, M., HÁJKOVÁ, T., KOČÁREK, M., PAGLIAI, M., KOZÁK, J., ŠIMŮNEK, J. Impact of varying soil structure on transport processes in different diagnostic horizons of three soil types. *Journal of Contaminant Hydrology*, 2009, No. 104, p. 107–125.
- KODEŠOVÁ, R., ROHOŠKOVÁ, M., ŽIGOVÁ, A. Comparison of aggregate stability within six soil profiles under conventional tillage using various laboratory tests. *Biologia*, 2009, No. 64, Issue 3, p. 550–554. ISSN 0006-3088.
- KODEŠOVÁ, R. Soil micromorphology use for modeling of a non-equilibrium water and solute movement. *Plant Soil Environ*, 2009, No. 55, p. 424–428.
- KODEŠOVÁ, R., ŠIMŮNEK, J., NIKODEM, A., JIRKŮ, V. Estimation of the Dual-Permeability Model Parameters Using Tension Disk and Guelph Permeameter. *Vadose Zone Journal*, 2010 (in print).
- KÖHNE, J. M., et al. A review of model applications for structured soils: a) Water flow and tracer transport. *J. Contam. Hydrol.*, 2008. doi:10.1016/j.jconhyd.2008.10.002.
- KOZÁK, J., VACEK, O. The mathematical model (BPS) for prediction of pesticide behavior in soil. *Plant Production*, 1996, No. 42, Issue 12, p. 551–558.
- KRISAROVA, V., WECHSUNG, F., ARNOLD, J., SRINIVASAN, R., WILLIAMS, J. *SWIM User manual*. Postdam, Germany: Potsdam Institute for Climate Impact Research, 2000.

- KROES, J. G., VAN DAM, J. C. *Reference manual SWAP version 3.0.3*. Alterra, 2003. 211 p.
- LEIJ, F. J., ALVES, W. J., VAN GENUCHTEN, M. T. *The USODA unsaturated soil hydraulic database: user's manual version 1.0*. No. EPA/600/R-96/095. Cincinnati: National risk management laboratory, Environmental Protecting Agency, 1996.
- LEONARD, R. A., KNISEL, W. G., STILL, D. A. GLEAMS: Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems. *Trans., Amer. Soc. of Agric. Engrs.*, 1987, No. 30, p. 1 403–1 418.
- LIANG, W. L., KOSUGI, K., MIZUYAMA, T. Heterogeneous soil water dynamics around a tree growing on a steep hillslope. *Vadose Zone Journal*, 2007, Vol. 6, p. 879–889.
- LIANG, W. L., KOSUGI, K., MIZUYAMA, T. A three-dimensional model of the effect of stemflow on soil water dynamics around a tree on a hillslope. *J. Hydrol.*, 2009, No. 366, p. 62–75.
- MARTÍNEZ-CASASNOVAS, J., RAMOS, J., RIBES-DASI, M. Soil erosion caused by Extreme rainfall events: mapping and quantification in agricultural plots from very detailed digital elevation models. *Geoderma*, 2002, No. 105, Issue 1–2, p. 125–140.
- MCBRATNEY, A. B., MENDONCA SANTOS, M. L., MINASNY, B. On digital soil mapping. *Geoderma*, 2003, No. 117, p. 3–52.
- MCKENZIE, N. J., RYAN, P. J. Spatial prediction of soil properties using environmental correlation. *Geoderma*, 1999, No. 89, p. 67–94.
- MILLER, D. R., FOCAZIO, M. J., DICKINSON, M. A., ARCHEY, W. E. *A user's guide to a model for estimating the hydrologic effects of land use change*. Cooperative Extension Service, Univ. of Massachusetts and Univ. of Connecticut, 1988.
- MITCHELL, G., GRIGGS, R. H., BENSON, V., WILLIAMS, J. R. *The EPIC model, User's Guide (version 5300)*, 1996, 183 p.
- MOORE, I. D., GESSLER, P. E., NIELSEN, G. A., PETERSON, G. A. Soil attribute prediction using terrain analysis. *Soil Science Society of America Journal*, 1993, No. 57, Issue 2, p. 443–452.
- MUMMERY, D., BATTAGLIA, M., BEADLE, C. L., TURNBULL, C. R. A., MCLEOD, R. An application of terrain and environmental modeling in a large-scale forestry experiment. *Forest Ecology and Management*, 1999, No. 118, p. 149–159.
- NIKODEM, A., KODEŠOVÁ, R., DRÁBEK, O., BUBENÍČKOVÁ, L., BORŮVKA, L., PAVLŮ, L., TEJNECKÝ, V. A numerical study of the impact of precipitation redistribution in a beech forest canopy on water and aluminium transport in a Podzol. *Vadose Zone Journal*, 2010 (in print).
- ODEH, I. O. A., MCBRATNEY, A. B., CHITTLEBOROUGH, J. Further results on prediction of soil properties from terrain attributes: heterotopic cokriging and regression-kriging. *Geoderma*, 1995, No. 67, p. 215–226.
- PEETERS, I., ROMMENS, T., VERSTRAETEN, G., GOVERS, G., VAN ROMPAEY, A., POESEN, J., VAN OOST, K. Reconstructing ancient topography through erosion modelling. *Geomorphology*, 2006, No. 78, Issue 3–4, p. 250–264.
- PENÍŽEK, V., BORŮVKA, L. Soil depth prediction supported by primary terrain attributes: a comparison of methods. *Plant, soil and environment*, 2006, No. 52, Issue 9, p. 424–430.

- PENNOCK, D. J., ZEBARTH, B. J., DEF JONG, E. Landform classification and soil distribution in hummocky terrain, Saskatchewan, Canada. *Geoderma*, 1987, No. 40, Issue 3–4, p. 297–315.
- SANDERS, T., GERKE, H. H. Preferential flow patterns in paddy fields using a dye tracer. *Vadose Zone Journal*, 2007, Vol. 6, p. 105–115.
- SANSOULET, J., CABIDOCHÉ, Y. M., CATTAN, P., RUY, S., ŠIMŮNEK, J. Spatially distributed water fluxes in an Andisol under banana plants: experiments and three-dimensional modeling. *Vadose Zone Journal*, 2008, Vol. 7, p. 819–829.
- ŠEJNA, M., ŠIMŮNEK, J. *HYDRUS (2D/3D): Graphical User Interface for the HYDRUS Software Package Simulating Two- and Three-Dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably-Saturated Media* [online]. c2007 [cit. 2010-09-15]. Dostupné z: <www.-pc-progress.cz>.
- ŠIMŮNEK, J., KODEŠOVÁ, R., GRIBB, M. M., VAN GENUCHTEN, M. TH. Estimating hysteresis in the soil water retention function from cone permeameter test data. *Water Resources Research*, 1999, No. 35, p. 1 329–1 345.
- ŠIMŮNEK, J., VAN GENUCHTEN, M. TH., ŠEJNA, M. Development and applications of the HYDRUS and STANMOD software packages, and related codes. *Vadose Zone Journal*, 2008, Vol. 7, Issue 2, p. 587–600.
- ŠIMŮNEK, J., ŠEJNA, M., SAITO, H., SAKAI, M., VAN GENUCHTEN, M. TH. *The HYDRUS-1D Software Package for Simulating the Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably Saturated Media, Version 4.0, HYDRUS Software Series 3*. Riverside, California, USA: University of California Riverside, Department of Environmental Sciences, 2008. 315 p.
- ŠIMŮNEK, J., VAN GENUCHTEN, M. TH., ŠEJNA, M. *The HYDRUS Software Package for Simulating Two- and Three-Dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably-Saturated Media, Technical Manual, Version 1.0*. Prague: PC Progress, 2006. 241 p.
- SKAGGS, R. W. *DRAIMOD, Reference report, Methods for designin and evaluation of drainage-water management system for soil with high water tables*. North Carolina State University, U. S. Department of Agriculture, Soil Conservation Service, 1978.
- SUPIT, I., VAN DER GOOT, E. (Eds.) *Updated system description of the WOFOST crop growth simulation model as implemented in the crop growth monitoring system applied by the European Commission*. Heelsum, The Netherlands: Treemail Publishers, 2003. 120 p. ISBN 90-804443-8-3.
- TWARAKAVI, N. K., ŠIMŮNEK, C. J., SEO, H. S. Evaluating interactions between groundwater and vadose zone using HYDRUS-based flow package for MODFLOW. *Vadose Zone Journal*, 2008, Vol. 7, Issue 2, p. 757–768.
- VAN OOST, K., GOVERS, G., DESMET, P. J. J. Evaluating the effects of changes in landscape structure on soil erosion by water and tillage. *Landscape Ecology*, 2000, Vol. 15, Issue 6, p. 579–591.
- VERSTRAETEN, G. Regional scale modelling of hillslope sediment delivery with SRTM elevation data. *Geomorphology*, 2006, No. 81, Issue 1–2, p. 128–140.

- VOGEL, T. *SWMII Code for Simulating Water Flow in Two-Dimensional Variably Saturated Media*. Wageningen: University of Wageningen, Dept. of Hydraulics and Catchment Hydrology, 1987.
- WILLIAMS, J. R. *The EPIC Model. The model documentation*. 1999. 88 p.
- WILKINSON, M., HUMPHREYS, G. Slope aspect, slope length and slope inclination controls of shallow soils vegetated by sclerophyllous health links to long-term landscape evolution. *Geomorphology*, 2006, No. 76, Issue 3–4, p. 347–362.
- WILSON, J. P., GALLANT, J. C. *Terrain Analysis: Principles and Applications*. New York: John Wiley & Sons, Inc., 2000. 479 p.
- WISCHMEIER, W. H., SMITH, D. D. *Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning. USDA Agricultural Handbook No. 537*, Washington, D. C.: USDA, 1978.
- WÖSTEN, J. H. M., LILLY, A., NEMES, A., LE BAS, C. *Final Report on the European Union: Using existing soil data to derive hydraulic parameters for simulation models in environmental studies and in land use planning*. Wageningen, the Netherlands: DLO Winard Staring Centre, 1998.
- WÖSTEN, J. H. M., LILLY, A., NEMES, A., LE BAS, C. Development and use of a database of hydraulic properties of European soils. *Geoderma*, 1999, No. 90, p. 169–185.

6 Modelování v oblasti odpadového hospodářství

Ing. Lubomír Nondek, CSc. (Integra Consulting Services, spol. s r.o.)

6.1 Úvod

Modelování v odpadovém sektoru má rostoucí význam tak, jak roste význam samotné odpadové problematiky. Vývoj modelů by měl odrážet představy o budoucím vývoji a prioritách, pokud modely mají sloužit jako nástroje na podporu rozhodování (DST) při tvorbě a posuzování politik, programových nástrojů a strategií v této oblasti. Rámcová odpadová směrnice 2008/98/EC takový proaktivní přístup v dosahování společných cílů členských zemí přímo předpokládá. Z přehledných referátů, které se zabývají vývojem sektoru odpadů v Evropské unii (Versmann, 2010; Kuehle-Weidmeier, 2010), vyplývá rostoucí význam následujících problémových okruhů:

- a) materiálové a energetické využívání odpadů,
- b) omezování emisí skleníkových plynů (CO_2 a CH_4) souvisejících s nakládáním s odpady,
- c) eko-design a předcházení vzniku odpadů, re-use (nové užití) výrobků, což souvisí s výrobovou politikou Evropské unie.

Průmyslové ekonomiky čerpají obrovská množství nerostných a energetických surovin (materiálové zdroje) a produkují průmyslové odpady a zboží. V procesu spotřeby výrobků nebo poskytování služeb vzniká další množství spotřebního odpadu (obaly, zbytky potravin, tiskoviny, nefunkční nebo morálně zastaralé spotřební předměty apod.). Odpad je ekonomicky definován jako materiálový proud, který nemá ekonomickou hodnotu. Proto se odpadu jeho původce zbavuje. Podle Moriguchiho (1999) není označení „odpad“ kategorií v absolutním smyslu, je to relativní termín v závislosti na sociálním a ekonomickém kontextu.

Rostoucí ceny surovin a externality spojené s odkládáním odpadů na skládky dále povedou ke snaze o maximální využití odpadů, což předpokládá nové politiky a opatření zaměřené na odpadové hospodářství. K jejich efektivní aplikaci je nezbytné analyzovat materiálové toky a jejich environmentální efekty, příp. modelovat ekonomické dopady zaváděných opatření.

Vznik části odpadů souvisí se spotřebou, chováním spotřebitelů vzhledem k předmětům spotřeby (tzv. vzorce spotřebitelského chování). Důležitá je také výrobová politika, která má vliv na rozhodování výrobců o určitých vlastnostech výrobků (opravitelnost, recyklovatelnost). Zprostředkovaně ovlivňuje i vzorce spotřebitelského chování, které např. zahrnuje rozhodování před nákupem výrobku, ochotu platit za určité služby i ochotu podílet se na schématech separovaného sběru vybraných odpadů.

Modely aplikované v oblasti nakládání s odpady proto mají stále širší kontext a zejména v poslední dekádě převažuje tendence nejen využívat logistické modely (optimalizace sběru a transportu odpadů), ale současně využívat analýzu životního cyklu (LCA) k posuzování environmentálních dopadů jednotlivých variant plánů odpadového hospodářství (POH).

Modely popisující tuto oblast můžeme rozdělit z metodického hlediska do tří skupin:

- a) modely materiálových toků,
- b) modelování vzniku spotřebních odpadů,
- c) modely nakládání s odpady.

Dále je možné modely kategorizovat podle druhu odpadů (výrobní, spotřební) nebo řešeného problému (modely logistické, hodnocení environmentálních dopadů, ekonomické, energetické nebo materiálové). Metoda hodnocení životního cyklu (LCA) představuje univerzální přístup nejen z hlediska hodnocení dopadů na životní prostředí, ale i z pohledu materiálových a energetických bilancí. LCA modely dávají do souvislosti vznik odpadů s výrobou a spotřebou. V tomto textu budeme modely v oblasti odpadů posuzovat z hlediska podpory rozhodovacích procesů při formulování a hodnocení opatření a politik v oblasti životního prostředí. V neposlední řadě jde o dostupnost, resp. využitelnost dat, která jsou o oblasti nakládání s odpady získávána a shromažďována. Proto bude věnována pozornost také optimalizačním modelům, které mají v daném konkrétním kontextu (město, region) nalézt nejefektivnější řešení.

6.2 Modely celkových materiálových toků

Důležitou kategorií modelů jsou odpadové modely input/output (I/O, vstup/výstup), které vycházejí z ekonomických modelů input/output (Leontief, 1970), popisujících materiálové a finanční toky v národním/regionálním měřítku mezi ekonomickými sektory a environmentálním sektorem (znečištění ovzduší). Allan et al. (2004) uvádí přehled úprav původního Leontiefova I/O modelu na sledování odpadových toků.

Hybridní LCA model integrovaný s I/O modelem Leontiefa a označovaný jako IO-LCA nebo WIO (Waste Input/Output) byl poprvé uveden v roce 2002 (Nakamura a Kondo, 2002; Suh a Nakamura, 2007). V jedné matici jsou zahrnuty finanční i hmotové toky (Suh, 2004). WIO umožňují posuzovat varianty odpadových politik. Nakamura a Kondo (2002) dospěli k závěru, že energetické využití směsného komunálního odpadu (SKO) v menším počtu velkých spaloven snižuje nejen dopady skládkování na životní prostředí, ale povede také ke snížení emisí skleníkových plynů.

WIO mohou sloužit jako podklad LCA jak v oblasti spotřeby, tak i v oblasti výroby, těžby atd. a v navazující oblasti nakládání s odpady. Zvláštní pozornost je věnována recyklaci, energetickému využití odpadů a jejich skládkování. Vznik odpadů i emise škodlivin související se spotřebou domácností jsou tak modelovány (kvantifikovány) konzistentním způsobem. WIO slouží ke studiu vztahů mezi ekonomickým růstem, environmentálními externalitami a způsoby nakládání s odpady (včetně materiálového a energetického využití).

6.2.1 Modely input/output

Původní I/O model (Leontief, 1970) pracuje s národním nebo regionálním měřítkem a zahrnuje problém znečištění ovzduší. Během dalších let byl model reformulován (Arrous (1994); Luptacik a Böhm, 1999). Model I/O popisuje vzájemnou závislost mezi strukturou produkčního sektoru (dostupné technologie), poptávkou a strukturou odpadového sektoru (sběr, svoz, třídění, zařízení na nakládání s odpady). Výrobní procesy a spotřeba výrobků generují odpady a tvoří z hlediska nakládání s odpady společnou strukturu vstupů do sektoru nakládání s odpady. Strukturu výstupů z tohoto sektoru představují toky recyklovaných materiálů a využitelné energie.

Stejně jako klasické Leontiefovy modely I/O, také WIO lze popsat pomocí maticových operací. Definujeme-li m výrobních odvětví produkujících n výrobních kategorií a dále o kategorií odpadu a p zařízení na nakládání s odpady, pak vektory $\mathbf{xm} = \{x_{m(1)}, x_{m(2)}, x_{m(3)}, \dots, x_{m(m)}\}$, $\mathbf{xn} = \{x_{n(1)}, x_{n(2)}, x_{n(3)}, \dots, x_{n(n)}\}$, $\mathbf{xo} = \{x_{o(1)}, x_{o(2)}, x_{o(3)}, \dots, x_{o(o)}\}$, a $\mathbf{xp} = \{x_{p(1)}, x_{p(2)}, x_{p(3)}, \dots, x_{p(p)}\}$ charakterizují vstupy.

Dále je možné definovat matice $m \times n$, $m \times o$, $n \times o$, jejichž buňky, c_{ij} , nabývají hodnot 0 (např. výroba nebo spotřeba výrobku neprodukuje danou kategorii odpadu), resp. hodnot větších než 0 (jednotková výroba nebo spotřeba komodity produkuje úměrné množství odpadu dané kategorie). Konečně, matice $o \times p$ přiřazuje vzniklý odpad k zařízením, která s ním nakládají. Například WIO pro Japonsko (Nakamura, 2003; Kondo, Takase a Nakamura, 2002) zahrnují 80 výrobních sektorů, 5 metod nakládání s odpady (spalování, skládkování, bio-gasifikace, kompostování a šrotování) a 36 základních kategorií odpadu.

Bilanční vztahy mají charakter soustav lineárních rovnic, které můžeme řešit metodou lineárního programování (optimalizace) nebo maticového počtu. Vztahy jsou dvojího charakteru:

- a) hmotové bilance a
- b) ekonomické bilance.

Modely zahrnují matice tzv. technických koeficientů, které umožňují převádět spotřeby v peněžních jednotkách na hmotové jednotky, resp. kvantifikovat jednotkové produkce odpadů (obdoba emisních faktorů).

Statické WIO neuvažují časové změny technických koeficientů v daném bilančním období (obvykle rok) a kalkulace pro jednotlivá časová období jsou prováděny separátně (užití průměrných hodnot za dané období). Podobně jako Leontiefův I/O model mohou být i WIO převedeny pomocí diferenčního počtu na modely dynamické (čas jako další nezávislá proměnná), což ovšem vyžaduje časové řady výše uvedených matic a vektorů. Jak vyplývá z charakteristiky metody, modely WIO mohou být využity na národní (regionální/ globální) úrovni, jsou-li k dispozici příslušné statistické údaje (I/O bilanční tabulky).

Pro ilustraci ukážeme základy Leontiefova I/O modelu, který vychází z bilančních vztahů mezi vstupy x_{ij} a výstupem ekonomických aktivit y_j , které můžeme vyjádřit jako soustavu rovnic²⁸:

$$x_{11} + x_{12} + x_{13} + c_1 = y_1 \tag{1}$$

$$x_{21} + x_{22} + x_{23} + c_2 = y_2 \tag{2}$$

$$x_{31} + x_{32} + x_{33} + c_3 = y_3 \tag{3}$$

Vstupy v produkčních funkcích x_{ij} jsou dle Leontiefa lineárními funkcemi celkového výstupu, tj.

$$x_{11} = a_{11}y_1 \tag{4}$$

$$x_{12} = a_{12}y_2 \tag{5}$$

$$x_{13} = a_{13}y_3 \tag{6}$$

$$x_{21} = a_{21}y_1 \tag{7}$$

.....

28 Pro jednoduchost jen tři sektory.

takže soustavu lineárních rovnic lze přepsat do tvaru

$$a_{11}y_1 + a_{12}y_2 + a_{13}y_3 + c_1 = y_1 \quad (8)$$

$$a_{21}y_1 + a_{22}y_2 + a_{23}y_3 + c_2 = y_2 \quad (9)$$

$$a_{31}y_1 + a_{32}y_2 + a_{33}y_3 + c_3 = y_3 \quad (10)$$

Zavedením maticového počtu získáme vztah

$$\mathbf{A} \mathbf{y} + \mathbf{c} = \mathbf{y} \quad (11)$$

kde \mathbf{y} je vektor výstupů $\{y_1, y_2, y_3\}$ a \mathbf{c} je matice konečných spotřeb $\{c_1, c_2, c_3\}$. Zavedením matice identit \mathbf{I} , která má buňky na hlavní diagonále rovny 1 a ostatní jsou 0, lze získat vztah mezi maticí konečných spotřeb a maticí celkového výstupu.

$$\mathbf{I} - \mathbf{A} \quad \mathbf{y} = \mathbf{c} \quad (12)$$

Rozšířením matice \mathbf{A} o sektor nakládání s odpady lze získat WIO. Praktické využití modelu, který je založen na předpokladu linearitě mezi vstupy a výstupy, vyžaduje určení úplné matice \mathbf{A} . Pro otevřenou ekonomiku je dále nutné znát dovozy a vývozy jednotlivých komodit. Model byl Leontiefem (1971) rozšířen o emise výroby a spotřeby a o náklady na jejich odstraňování.

I/O bilance byly dále rozvinuty do modelů spočítatelné obecné rovnováhy (CGE, computable general equilibrium), kde platí rovnováha mezi poptávkou (celková spotřeba a vývoz) a nabídkou (suma vstupů a dovoz). Musí být započítány také jako I/O mezi sektory, které jsou zprostředkovány dopravou. Protože bilanční tabulku je možné sestavit na základě národních bilancí, hodí se tento model pro modelování nakládání s odpady v národním nebo regionálním měřítku (POH ČR). Problém je dostupnost produkce odpadů jednotlivými sektory ve struktuře OKEČ a platby odpadového sektoru. Vzhledem k tomu, že část odpadů je uvnitř sektorů využita (např. zemědělství nebo těžba) a že často není k dispozici sektorová statistika produkce odpadů, je model kriticky závislý na úplnosti a kvalitě dat (Allan et al., 2004).

Vlčková et al. (2004) užívali upravený I/O model pro Českou republiku. Modifikace spočívala v úpravě kvantifikace nakládání s odpadem vycházející ze statistik ČSÚ. Modelování bylo provedeno pro roky 2001 a 2002, což byly roky, pro které byly všechny I/O údaje k dispozici. Autoři vyjádřili záměr provádět modelování pro jednotlivé roky tak, jak budou zveřejněna příslušná data. Zpráva, jejíž jedna část detailně popisuje konstrukci modelu i celý postup modelování, je dostatečně podrobná a může sloužit k verifikaci modelu.

WIO model, který je rozšířenou modifikací Leontiefova I/O modelu a užívá příslušné vztahy a maticové operace, se skládá ze dvou částí: modelu hmotových

toků (odpadový model) a cenového modelu. Cenový model analyzuje dopady změny primárních vstupů (koeficienty vstupu, ceny výrobních faktorů) na ceny produkce. Vstupem do této části je technologická matice, která vychází z matice input koeficientů uvedené v přípravné části. Kromě modelování roků 2001 a 2002 autoři (Vlčková et al., 2006) modelovali dva hypotetické scénáře:

- a) snížení domácí poptávky po energiích a
- b) snížení hodnoty primárních vstupů.

To umožňuje modelovat vliv ekonomických nástrojů, takže např. vlivem zatížení zemědělství 10% daní vzroste koeficient primárních vstupů (tedy podíl primárních vstupů na celkovém vstupu odvětví zemědělství) o 5,49 % (úprava roku 2002). Bylo by jistě žádoucí pokračovat v tomto modelování v ročních intervalech a interpretovat roční změny v produkci (spotřebě) jednotlivých kategorií odpadů v sektorech. Model I/O v kombinaci s LCA užil Weinzettel (2008) k diskuzi dostupnosti dat nutných pro modelování.

6.3 Modelování vzniku spotřebních odpadů

Spotřební odpady vznikají při individuální spotřebě nebo v domácnostech, které pro určité aktivity spojené se vznikem odpadů chápeme jako statistické jednotky. Z ekonomických teorií spotřebitelského chování (viz přehled v Lea, Tarpy a Webley, 1994), se toto liší při nákupech a spotřebě zboží krátkodobé (okamžité) spotřeby, jako jsou potraviny, drobné vybavení domácnosti, hygienické a kosmetické zboží, prádlo apod., a předmětů dlouhodobého užívání (nábytek, elektrospotřebiče, knihy, výpočetní technika apod.). Tyto modely spotřebitelského chování mohou být užitečnou pomůckou při navrhování systémů separovaného sběru a zpětného odběru určitých odpadů (elektrospotřebiče, ledničky, baterie a akumulátory, pneumatiky apod.), které mají potenciál materiálového a energetického využití.

Beigl et al. (2008) provedli kritické hodnocení 45 modelů vzniku SKO (kvantita a složení), které byly publikovány v literatuře. Modely kategorizuje podle toho, jak velkými skupinami původců (domácnosti, malé podniky, kanceláře) se zabývají. Dále dělí modely na empirické, které jsou založeny na empirických vztazích mezi množstvím SKO a různými socioekonomickými charakteristikami dané populace, jako např. HDP, rodinný rozpočet, velikost domácnosti, charakter zástavby, spotřeba elektrického proudu, vzdělání, způsob vytápění, klimatické podmínky, poplatky za služby apod. (Bruvoll, 1997; Ordóñez-Ponce et al., 2004).

Jiná kategorie modelů se zakládá na spotřebitelském chování domácností, tedy na výši jejich příjmů, průměrném věku, počtu členů, příp. dětí, nebo etnické příslušnosti. To vše ovlivňuje chování při nákupech a spotřebě zakoupeného zboží.

Ze spotřebitelského chování lze modelovat složení a množství SKO, resp. té části SKO, která vzniká při krátkodobé spotřebě domácností. Pro spotřebu krátkodobou (potravin, oblečení, tiskoviny, drobné domácí předměty) i dlouhodobou (elektronika, motorová vozidla, nábytek, ledničky apod.), které se od sebe zásadně liší, existují poznatky o chování spotřebitelů. Konečně existuje i třetí kategorie spotřeby, kterou můžeme nazvat okázalou spotřebou a kam zahrnujeme spotřebu výrobků módních. V tomto případě se odpadem stává výrobek, který je sice upotřebitelný, ale pro svého vlastníka je morálně zastaralý (vyšel z módy), jeho další užívání je v rozporu se sociálním statutem vlastníka. Dynamika vzniku odpadů se ve všech případech liší, navíc podíl spotřeby uvedených kategorií zboží závisí na disponibilním příjmu spotřebitelské jednotky (rodiny).

Autoři empirických studií (víceparametrová korelace) naopak vycházejí z toho, že spotřeba a vzorce spotřeby domácností jsou obtížně monitorovatelné a že existují nezávisle proměnné, které se spotřebou domácností korelují, resp. ji ovlivňují (spotřeba energie, počet členů domácnosti, průměrný věk, vlastnictví automobilu apod.). Ve vyspělých zemích se dále uplatňují různé hygienické požadavky, ochrana spotřebitele i módní trendy, které mají na spotřebu různých kategorií výrobků rozhodující vliv. Proto nepřekvapuje, že byla publikována řada regresních vztahů, které by měly sloužit k predikci množství domácnostního odpadu nebo jeho složek. Tyto údaje jsou přirozeně důležité z hlediska plánování infrastruktury integrovaného nakládání s SKO. Regionální modely mohou vycházet z cenzu (Sčítání bytů, lidí a domů), z agregovaných kvantit přijímaných v jednotlivých zařízeních, z prodeje určité kategorie výrobků apod. A konečně, některé přístupy dělí odpad do materiálových proudů (papír, plasty, sklo, kov atd.) anebo kategorizují podle nějaké vlastnosti (spalitelnost, biologická rozložitelnost, nebezpečnost, infekčnost apod.).

V případě roční produkce SKO (municipalita, region, národní úroveň) se jedná v nejlepším případě o krátké časové řady, v jiných případech o měření vztahující se pouze k několika rokům (US EPA, 1997; Navarro-Esbrí, 2002). Navíc jak zjistil Ordóñez-Ponce et al. (2004), existuje multi-kolinearita mezi řadou exogenních (nezávisle) proměnných, které by měly být využity pro predikci generovaného množství. Ani časové řady těchto proměnných nejsou stacionární (heteroskedasticita) a jejich nedostatečná délka limituje užití metod ARMA/ARIMA (Navarro-Esbrí, 2002). Přesto, že např. v oblastech s nízkými zimními teplotami existuje výrazná sezonalita množství i složení, obvykle nejsou k dispozici dostatečně hustá (např. měsíční) data, která by umožnila aplikaci ARIMA, tj. separaci sezónních vlivů (topení a paliva). Beigl et al. (2008) dělí modely na ty, které jsou založené na:

- výrobě a obchodu,
- spotřebě a
- odkládání SKO.

Dále existují modely časových řad (dynamické) nebo modely statické. Většina modelů je empirická a heterogenní, tj. neřeší např. rozměry korelovaných veličin (víceparametrová regrese) anebo užívá data, která jsou obtížně dostupná nebo nesystematicky sledovaná. Nicméně tyto přístupy jsou důležité pro stanovení strategie vzorkování v různých regionech a lokalitách. Jak upozorňují Beigel et al. (2008), existuje optimální poměr mezi počtem parametrů modelu a počtem datových bodů (měření). K tomu, aby byl model prakticky použitelný a generoval relativně přesná a správná čísla, musí být splněna řada podmínek (viz Beigel, 2008), které jsou ověřovány v procesním schématu výstavby, kalibrace a validace modelu. Důležitá je kvalita a rozsah dat, která jsou nezbytná pro vývoj a používání modelu (Chowdhury, 2009).

V České republice byla provedena ekonometrická analýza (Vlčková et al., 2004) vlivu makroekonomických ukazatelů (HDP, resp. HPH) a změny populace na produkci spotřebního odpadu. Autoři studie (Vlčková et al., 2004) rozšířili a modifikovali původní regresní model EEA (2004) o závislost elasticity produkce odpadů k jednotkovým nákladům odpadového hospodářství na čase a cenách druhotných surovin (exogenní proměnná). Model byl aplikován na jednotlivé ekonomické sektory (energetika, zpracovatelský průmysl a zemědělství). Autoři podrobili kritice původní empirický model EEA, který neuspokojivě vysvětluje lineární časový trend růstu/poklesu. Upravený model (Vlčková et al., 2004) byl aplikován na NUTS III, kde existuje zřetelně odlišná distribuce důchodů i různé spotřební vzorce. Autoři vycházejí z agregátní statistiky rodinných účtů. V závěru studie je projektována produkce spotřebních odpadů, která vychází z makroekonomických predikcí Ministerstva financí a předpokládá v období 2003–2010 víceméně lineární růst produkce odpadů s časem.

6.3.1 Domácnostní odpad, vztah mezi množstvím zakoupeného zboží a množstvím vzniklého odpadu

Některé přístupy vycházejí ze spotřeby rodin, které jsou brány jako decizní jednotky při nákupech a spotřebě zboží, a proto kategorizují domácnosti podle ekonomických a sociodemografických kritérií (např. Richardson a Havlicek, 1974 a 1976). Rodinu zde chápeme jako ekonomickou jednotku, jejíž produkci odpadů je možné kvantifikovat a kde spotřeba velké části zakoupených výrobků je společná.

Tyto vztahy jsou založeny na poznatcích o chování spotřebitelů, tj. způsobu, jakým se rozhoduje při nakupování zboží. Cena zboží i disponibilní příjem spotřebitele určují spolu s jeho potřebami, jaké zboží v jakém množství si zakoupí. Kvantitativně popisují vztahy mezi zakoupeným množstvím a jeho cenou křivky poptávky, mezi příjmem a množstvím tzv. Engelovy křivky (Lewbel, 2008). V mikroekonomických

teoriích se užívá pro změnu poptávky s cenou termín elasticita poptávky. Elasticita poptávky je definována jako první derivace dc/dp , kde c je spotřeba a p cena. Z empirických studií elasticity (viz Lea, Tarpy a Webley, 1994) platí, že pro většinu zboží krátkodobé spotřeby je elasticita negativní, tj. kvantita klesá s rostoucí cenou, přičemž tyto závislosti jsou většinou nelineární. Poptávka má tendenci se stávat elastičtější se zvyšující se cenou. Při velmi nízkých cenách se poptávka naopak příliš nemění.

Pozitivní elasticita je připisována efektu „kvalita-cena“. Většina spotřebitelů připisuje zboží s vyšší cenou také vyšší kvalitu, zejména když informace o kvalitě chybějí. To také vysvětluje vztah mezi příjmem a poptávkou, který popisuje Engelova křivka. S rostoucím příjmem se poptávka mění s charakterem nakupovaného zboží. U „nezbytného“ zboží se spotřeba s příjmem zvyšuje (elasticita mezi 0 a 1), přičemž tato kategorie zahrnuje zejména zboží běžné spotřeby. V případě tzv. „podřadného“ zboží poptávka s příjmem naopak klesá (elasticita < 0), přičemž je ovšem relativní, co je podřadné zboží (závisí to na sociálním statutu spotřebitele). U zboží luxusního je elasticita > 1 .

V řadě studií (viz literatura uvedená v Lewbel, 2008) bylo nalezeno, že elasticita poptávky silně závisí na kategorii výrobku (podřadný, běžný a luxusní), dále na sociálním statutu, životním stylu, věku, vybavenosti domácnosti a podobně. Například rodiny bez auta nemohou nakupovat levnější zboží v supermarketech a jsou odkázány na lokální obchod s vyššími cenami apod. Engelovy křivky také nezahrnují vztah mezi cenou a kvalitou. Obecně je známo, že spotřebitelé s vyššími příjmy kupují více módního nebo kvalitního, a tedy dražšího zboží. Nákupy zboží a služeb souvisí i s životním stylem, např. volným časem.

Spotřebitelé s vyššími příjmy a méně volným časem se např. stravují v restauracích, nakupují méně potravinových surovin (často nevaří). Papírové pleny pro děti byly nejprve kupovány rodinami s vyššími příjmy a zaměstnanými matkami. Spotřeba určitého zboží je spojena se sociálním statutem spotřebitele (rodiny). Určité veřejně viditelné zboží (drahé oblečení, osobní automobil, šperk) je kupováno proto, že umožňuje spotřebiteli demonstrovat svou příslušnost k určité sociální (příjmové) skupině (tzv. Veblenův efekt, okázalá spotřeba). Proto se budeme v dalším textu zabývat tzv. statistikou rodinných účtů (SRÚ), která může poskytnout určité informace o spotřebě domácností, a tedy i vzniku tuhého domácnostního odpadu.

Podstatným podílem SKO jsou odpady vznikající jako důsledek spotřeby domácností, ostatní část SKO tvoří malý živnostenský a kancelářský odpad, odpad vznikající při čištění a údržbě domácností, domů a veřejných prostranství.

Složení SKO tedy ovlivňuje charakter zástavby, ve kterém se domácnost nalézá.

Určující roli hraje zejména infrastruktura, velikost obce, ale i vybavení domácností (zejména vytápění) a dále přítomnost jiných původců odpadu (živnostenský a kancelářský odpad). Jiné složení SKO bude v sídlištní zástavbě s centrálním zásobováním teplem, jiné v typické venkovské obci se zahradami a chovem užitkových zvířat. Dalším faktorem je vlastní hospodaření domácností, tj. velikost příjmu a struktura výdajů, kterou je možno odhadnout pro konkrétní aglomeraci ze statistiky rodinných účtů (SRÚ).

6.3.2 Vztah mezi okamžitou spotřebou domácností a SKO

Výše zmíněný WIO model může být zjednodušen na vztah mezi spotřebou domácností (vstup) a jednotlivými odpadovými materiálovými proudy (výstupy), které směřují do zařízení na nakládání s odpady. Pro jednoduchost tento model předpokládá, že všechny komodity jsou do zkoumaného území dovezeny (vstupy), přičemž toto území je obsluhováno jednou svozovou firmou (WIO model pro svozové území). Doprava by měla zahrnovat dovoz komodit, nákupy domácností, svoz SKO a odvoz separovaného nebo vyříděného odpadu (recyklace a energetické využití) na místo konečného využití, příp. přesuny různých odpadových frakcí mezi jednotlivými zařízeními (skládování popílku z energetického využití, zbytkových odpadů z recyklace apod.). Výstupy jsou energie, suroviny, kompost a nevyužitelný odpad (skládka).

Celý proces spotřeby domácností může být rozdělen na čtyři části:

1. Nákup a doprava zboží do domácnosti.
2. Spotřeba a vznik SKO.
3. Sběr a separovaný sběr odpadu.
4. Nakládání s odpadem.

Konstrukce modelu závisí na míře podrobnosti, s jakou lze kvantifikovat veškerou spotřebu zboží, energie a služeb domácnostmi v závislosti na SRÚ. Spotřeba domácností je statisticky charakterizována rodinnými účty, které ji převádějí na jednotný peněžní základ. Z této datové základny můžeme vyvozovat jednotkové emise spojené se spotřebou a dopravou, resp. odhadovat množství a složení SKO. Základním problémem je vytvoření submodelu, který převádí spotřebu domácností omezenou rodinným rozpočtem na složení a množství SKO.

Využití SRÚ v modelování vzniku SKO

V modelu WIO pro SKO je vstupem spotřeba rodin, která se promítá do složení a množství SKO. Dále mohou informace ze SRÚ sloužit ke zkoumání vzorců spotřeby,

resp. k určení příjmové elasticity poptávky domácností po určitém zboží.

Při odhadu toho, jak se bude měnit množství SKO s rodinným příjmem, lze vyjít z Engelovy křivky (Lewbel, 2006; Prais a Houthakker, 1995):

$$q_i = a_i + b_i \log (y) \quad (13)$$

kde q_i je zakoupené množství zboží i a y je příjem rodiny. Například při analýze příjmové elasticity poptávky českých domácností po masu (Syravátka, 2007) bylo zjištěno, že v období 1995–2000 činila tato průměrná elasticita 1,21 (maso tedy patří spíše k „luxusnímu“ zboží). To znamená, že zvýšení průměrného příjmu o 1% by se odrazilo ve zvýšení spotřeby masa o 1,21%. Lze předpokládat, že úměrně tomu vzrostou příslušné frakce SKO.

Při stanovení množství určitých složek SKO nicméně je nutné převést peněžní jednotky (výdaje domácnosti) na hmotové jednotky (vzniklý SKO). Nejprve je nutné z celé struktury výdajů určit položky, které mají souvislost se vznikem SKO. Dále by bylo nutné užít dvojí přepočítávací faktor:

- a) průměrná cena spotřebované komodity za bilancované období,
- b) podíl vzniklého SKO na jednotkové hmotnosti spotřebované komodity.

Zatímco průměrné ceny zboží jsou sledovány statisticky pro odhad inflace, přepočet spotřebované komodity na odpad závisí nejen na složení komodity a hmotnosti obalu, ale např. u potravin na možnosti kompostovat nebo zkrmit doma zbytky jídla, kuchyňský odpad nebo znehodnocené suroviny (pečivo, zelenina, ovoce). Tento problém může být řešen následujícími způsoby:

- 1) Množství a složení odpadů z domácností se zjišťuje v souboru domácností gravimetrickou metodou, tj. odpady se v domácnosti třídí a separátně kvantifikují (např. Mgaya a Nondek, 2004). Zde se nabízí využít pro takové sledování domácnosti zahrnuté v základním souboru SRÚ, protože toto je jediný způsob, jak získat data pro produkci domácnostního odpadu ve vzájemné souvislosti se spotřebou. Sledování by bylo prováděno za úplatu a domácnosti (váží nakoupené potraviny v rámci SRÚ) jsou vybaveny váhou na vážení odpadu a metodicky instruovány.
- 2) Jiným způsobem zjišťování složení SKO je gravimetrická analýza SKO ve sběrných nádobách. Musí být možné analyzovaný SKO přiřadit k určitému bloku domů a získat demograficko-ekonomickou charakteristiku obyvatel.

Zásadní problém zkoumání skladby SKO až na skládce je stanovení technických koeficientů (přepočítávacích faktorů), kde potřebujeme znát demografické složení n separátních svozových oblastí, odhad příjmů domácností s využitím SRÚ a celkovou bilanci SKO včetně separovaného sběru a kompostování. Model představuje

soustava lineárních rovnic, kde předpokládáme, že jednotková produkce každé kategorie SKO je lineární funkcí spotřeby domácností. Získáme tak matici technických koeficientů, jejíž všechny členy budou nezáporné (omezující podmínky). S využitím dostupných dat (Benešová et al., 2001) se pokusíme o návrh konceptuálního a výpočetního modelu vzniku domácnostních odpadů.

6.3.3 Model vzniku domácnostních odpadů

SRÚ obsahuje řadu položek, které představují spotřebu různých komodit vedoucí ke vzniku SKO (papír, plasty, sklo, kov, biologicky rozložitelné zbytky potravin, textil a zbytkový odpad). Pokud chceme získat použitelnou matici technických koeficientů, pak domácnosti by neměly s odpadem nijak samy nakládat, např. ho užívat jako palivo nebo kompostovat. Rodiny by neměly mít možnost samozásobení potravinami (zahrady, drůbež apod.). Dále by měly mít centrální vytápění a životní úroveň (výše disponibilního příjmu) rodin by měla být relativně srovnatelná. Odpad by neměl obsahovat kancelářský nebo živnostenský odpad. Ideálním modelem jsou proto sídliště (sídlíštní zástavba), kde můžeme předpokládat také větší uniformitu nákupů (nákupní centra) i spotřebitelského chování. Dalším metodickým problémem může být počet nákupních položek rodinného účtu, které jsou zdrojem odpadů a jejichž počet jde v SRÚ do desítek.

Při hledání struktury modelu Nondek (2010) modifikoval přístup Richardsona a Havlicka (1974 a 1976), kteří vyšli z Lankasterovy a Beckerovy teorie chování spotřebitele. Jednotka spotřeby je rodina, která maximalizuje uspokojení svých potřeb volbou nakupovaného spotřebního zboží. V modelu zohledníme pouze zboží krátkodobé spotřeby (potravin, oděvy, obuv, vybavení domácnosti menšími předměty, tiskoviny apod.). Zdrojem informací o rodinném účtu jsou SRÚ pro příslušný rok (ČSU, 2001). Rodiny jsou rozděleny do deseti příjmových decilů, přičemž je dán i průměrný počet členů rodiny.

Rozhodování při nákupu bere v úvahu jednotkovou cenu zboží, které má požadované charakteristiky z hlediska uspokojení potřeb. Další charakteristikou, kterou zohlední spotřebitel při nákupu jen z části, je množství a složení odpadu vzniklého ve fázi spotřeby. U zboží, které nepředpokládá okamžitou spotřebu (vybavení domácnosti, oblečení, textil), spotřebitel nemá představu o životnosti výrobku. Průměrné výdaje pro rodiny charakterizované výší disponibilního příjmu lze jen obtížně převést na úplnou hmotovou bilanci domácnostního odpadu, protože se liší jednak spotřební chování domácnosti, ale i množství a složení odpadu pro každý individuální výrobek. Dalším problémem je korelace mezi jednotlivými spotřebními položkami z hlediska struktury výdajů (položky s podobnou elasticitou a materiálovou skladbou odpadů). A konečně je problémem i dostupnost a kvalita

dat o složení odpadů. Proto je nutné učinit řadu zjednodušujících předpokladů nebo jejich kombinaci:

- a) agregovat položky se stejnou elasticitou a stejným materiálovým složením domácnostního odpadu nebo zvolit vhodné indikátorové položky,
- b) brát v úvahu dominantní položky SRÚ,
- c) předpokládat, že na sídlišti žijí rodiny v určitém příjmovém pásmu (relativně malé sociální rozdíly) a toto pásmo experimentálně hledat během modelování, jestliže chybí informace o disponibilních příjmech domácností.

I za výše uvedených zjednodušení je model tvořen poměrně velkým počtem lineárních rovnic, resp. tabulka technických koeficientů obsahuje řadu nenulových členů. Pro všechny členy této tabulky musí platit podmínka nezápornosti. Pro každou příjmovou skupinu (decil) platí dle Richardsona a Havlicka (1976), že vektor charakterizující množství a složení spotřebního odpadu **W** odpovídá spotřebním aktivitám

$$\mathbf{W} = \mathbf{RC} \quad (14)$$

kde **R** je matice transformačních (technických) koeficientů a **C** je vektor relevantních spotřebních aktivit (uspokojování potřeb rodiny). Ten je vázán na zakoupené zboží z hlediska kvantity a charakteru (**Q**)

$$\mathbf{Q} = \mathbf{AC} \quad (15)$$

kde **A** je matice koeficientů technické transformace, které převádějí kvantity zakoupeného zboží na spotřebu (uspokojení potřeb relevantními spotřebními aktivitami) a dále na vznik odpadů (vektor **W**). Množství zakoupeného zboží je omezeno disponibilním příjmem (vektor **Y**) dle vztahu

$$\mathbf{Y} = \mathbf{PQ} \quad (16)$$

P a **Q** jsou vektory kvantity (**Q**) a cen (**P**).

Za předpokladu linearit uvezených vztahů, stálosti disponibilních příjmů (nedochází ke kolísání) a stálosti spotřebitelského chování (nízká variabilita rodinných účtů) je možné vyjádřit vztah mezi vektorem disponibilního příjmu (**Y**) a množstvím vzniklého domácnostního odpadu jako

$$\mathbf{Y} = \mathbf{XW}$$

kde **X** je matice technických transformačních koeficientů, kterou je nutno optimalizovat při numerickém řešení úlohy. Dále musíme předpokládat, že pro zkoumané časové období jsou vektory **Y** a **W** časově invariantní a že proces spotřebitelského rozhodování i spotřeby je do jisté míry náhodný pro jednotlivé spotřebitelské jednotky (rodiny).

Proto zkoumání vzniku SKO musí probíhat na dostatečně velkém souboru těchto jednotek, aby bylo možno výsledky nějak zobecnit a předpokládat, že obdobně se chovají i jiné soubory složené z domácností s porovnatelnými účty. Pak může model sloužit k nějakým zobecňujícím závěrům, tj. poznatkům o změně množství a složení domácnostního odpadu v závislosti na rodinném účtu. Zde je nutné zdůraznit, že rodina nenakupuje jen potraviny a předměty omezené životnosti, ale vydává část příjmu za rekreaci, služby, cestování, pojištění, vzdělání, pronájem bytu, nákup elektrické energie a tepla apod., jak je zřejmé z SRÚ.

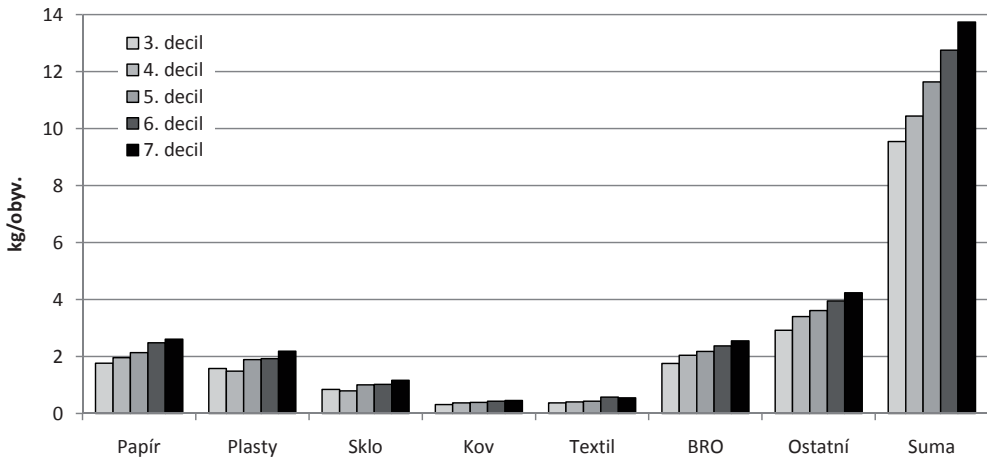
Nondek (2010) realizoval model v prostředí MS Excel s využitím nástroje pro lineární programování (soubor LP řešitelů pod označením WB!, komerční verze, fy Lindo Ltd.). Tento nástroj obsahuje vhodné řešitele pro LP, jejichž volbu je možné uživatelsky nastavit, dále umožňuje hledání globálního optima metodou opakovaných startů.

Jako data byla použita tabulka rodinných rozpočtů (ČSÚ) a data o složení a množství domovního odpadu v sídlištní zástavbě „typu 1“, které po 13 měsících (2001–2002) sledovala Benešová et al. (Projekt VaV 720/2/00 „Intenzifikace sběru, dopravy a třídění komunálního odpadu“). Tato data nejen zachycují variabilitu složení, ale umožňují aplikovat statistická kritéria výběru modelu na základě poměru počtu optimalizovaných parametrů modelu (dimenzionalita) a datových bodů (d/n). Detailní postup optimalizace tabulky technických transformačních koeficientů – viz Nondek (2010). V Tab. 6.1 jsou uvedena odhadovaná množství domácnostního SKO v závislosti na disponibilním příjmu pro 5 nejpravděpodobnějších příjmových skupin. Na Obr. 6.1 je uvedeno množství a složení odpadu odhadované pro různé příjmové skupiny.

Tab. 6.1 Odhadovaná množství SKO a růst tohoto množství v závislosti na disponibilním příjmu rodiny

Příjmová kategorie	3. decil	4. decil	5. decil	6. decil	7. decil
Disponibilní příjem CZK/os. a rok	76 440	84 696	90 411	97 768	108 325
Produkce SKO (kg/měsíc)	9,54	10,44	11,63	12,75	13,73
Elasticita vzniku SKO (%)	-	0,870	1,696	1,179	0,714

Obr. 6.1 Složení domácnostního odpadu a jeho množství dle základních složek SKO pro 5 příjmových kategorií domácností (3. až 7. decil)



Nákupy většiny komodit napříč příjmovými kategoriemi domácností vzájemně korelují, a proto plně obsazená matice technických koeficientů by vykazovala vysoký stupeň kolinearit (nestabilita numerického řešení, četná lokální minima účelové funkce). Také nejde o řešení úplné hmotové bilance vztahu výrobek-odpad, protože položky SRÚ se nevztahují ke konkrétnímu výrobku s určitým souborem vlastností a produkcí odpadu, ale k širokým kategoriím SKO jako např. „textil“, „plasty“ apod., kde jsou agregovány spotřeby tisíců konkrétních výrobků často také s různými obaly.

Je nutné zdůraznit, že výše uvedené výsledky (Nondek, 2010) mají metodický a průzkumný charakter. Validita modelu může být ověřena jedině na dalších obdobných datových souborech (Beigl et al., 2008). Modelování proběhlo za určitého hypotetického předpokladu o příjmové skladbě domácností, které byly původci studovaného SKO. Proto by bylo vhodné zjistit současně se sledováním složení SKO v sídlištní zástavbě, jaká je skutečná distribuce disponibilních příjmů ve zkoumané lokalitě. Pokud bude uvedený model aplikován např. ve venkovské zástavbě, kde mohou domácnosti měnit složení svého odpadu např. pálením v domácích topidlech na tuhá paliva, kompostováním nebo zkrmováním (domácí zvířata), pak bude nutné vzít v úvahu tyto rozdíly. I při zcela stejném spotřebitelském chování (nákupy a spotřeba) se materiálové složení SKO musí v obou typech zástavby lišit, a to i při sezónní korekci na topení tuhými palivy (popel).

6.3.4 Vznik vybraných spotřebních odpadů

Určité druhy zboží středně a dlouhodobé spotřeby domácností (nábytek, domácí spotřebiče, výpočetní technika, automobily apod.) se stávají odpadem po ztrátě své užitné hodnoty, která nastává zejména jako důsledek:

- neopravitelné závady nebo opotřebení,
- morálního zastarání.

V této části studie se budeme zabývat předměty dlouhodobé spotřeby, které se stávají odpadem z důvodu neopravitelné závady nebo fyzického opotřebení²⁹. Můžeme si představit soubor domácností, který používá stejný výrobek různými způsoby (provozní hodiny, zatížení, údržba, respektování pokynů ke správnému užívání apod.), což vede k nestejnému poklesu počáteční užitné hodnoty. Tuto hodnotu si můžeme představit jako sumu relativních dílčích užitných hodnot, z nichž nejvyšší podíl má schopnost výrobku sloužit deklarovanému účelu, bezpečnost uživatele, spolehlivost (frekvence výpadků a poruch) a podobně. Pokud užitná hodnota klesne pod určitou mez, výrobek musí být opraven, např. výměnou opotřebovaných (vadných) částí, nebo se z něj stane odpad.

Opravitelnost je relativní pojem, protože souvisí nejen s dostupností služby (oprava výrobku), ale i s cenou za tuto službu, rychlostí opravy, dostupností náhradních dílů, v neposlední řadě i s tím, jak oprava může prodloužit životnost a tak měnit celkovou užitnou hodnotu výrobku. Jinými slovy, informace o poruchovosti a opravitelnosti výrobku také ovlivňují chování spotřebitele. Ten však má obvykle o rychlosti poklesu užitné hodnoty a o možnosti oprav před koupí výrobku (počáteční rozhodnutí) málo informací.

Představme si pro jednoduchost, že výrobek se z hlediska užitné hodnoty může nacházet ve třech stavech:

- a) stav použitelnosti, kdy může být užíván podle potřeby uživatele (dostatečně funkční),
- b) stav opravitelnosti, kdy se po opravě vrací do stavu a) nebo postoupí do stavu c),
- c) stav neopravitelnosti, kdy se výrobek nevratně stává odpadem.

Toto je proces, který probíhá v čase a je z části náhodný. Změna stavů a) až c) v čase může být popsána modelem tzv. **Markovova procesu (řetězce)**. Přechody mezi jednotlivými stavy, resp. průměrná doba životnosti, po které se výrobek stane nevratně odpadem, závisí jednak na kvalitě nového výrobku, možnosti jeho opravy (design, dostupnost náhradních dílů a služby, cena opravy apod.) a na chování

29 Vznik odpadu "módního" charakteru (morální zastarání) má jinou dynamiku a souvisí s teorií šíření inovací (Rogers, 1962).

spotřebitele (uživatelé). Design výrobku tak určuje poruchovost a opravitelnost stejně jako chování spotřebitele.

Z hlediska teorie Markovových řetězců lze tedy proces užívání výrobku popsat takzvaným **absorpčním řetězcem**, což znamená, že je jen otázka času, kdy se výrobek stane nevratně odpadem (řetězec obsahuje nevratný přechod do absorpčního stavu neopravitelnosti). Takové procesy jsou v literatuře (Jablonský, 2007; Goodman, 2006) popisovány jako „procesy vyřazování a obnovy“, např. náhrady nefunkčních výrobků novou koupí. Tyto modely jsou aplikovány na údržbu a zajištění spolehlivosti výrobního zařízení (vyřazování méně spolehlivých komponent). Principiálně je možné model Markovových řetězců aplikovat i na vznik určitých druhů spotřebních odpadů a poznatky využít nejen při formulaci vhodné výrokové politiky (inovace, eko-design, řízení jakosti), ale i při ovlivnění vzorců chování spotřebitele (instrukce a informace) a konečně při optimalizaci recyklačních systémů. V tomto případě tvoří řetězec „design–výroba–užívání–recyklace“ jeden souvislý celek (Hu a Bidanda, 2007).

Proto nejprve stručně popíšeme základní rysy Markovových procesů a dále formulujeme nejjednodušší model vzniku odpadu zahrnující výše uvedené tři stavy. Pro názornost popíšeme jednoduchý Monte-Carlo Markovův model, který by měl splňovat určité podmínky pro přechody mezi uvedenými stavy. Tento model by měl umožnit kvalitativní znázornění vztahů mezi počáteční kvalitou výrobku, způsobem jeho užívání a jeho opravitelností. K aplikaci takového modelu na konkrétní výrobek by ovšem bylo nutné provést testy opotřebení a poruch nejen ve zkušebnách výrobků, ale i zkoumat způsob, jakým bude výrobek užíván souborem potenciálních uživatelů.

Přestože se **Markovovské řetězce** užívají v operačním výzkumu jako tzv. **modely selhávajících jednotek** (Jablonský, 2007), což jsou zařízení s omezenou životností, u kterých známe pravděpodobnost selhání, nebyly v odborné literatuře nalezeny žádné práce, které by takto modelovaly vznik spotřebního odpadu. V omezené míře byly Markovovské modely použity v nedávných studiích věnovaných materiálové recyklaci. Model založený na Markovovských řetězcích byl použit (Hiroyuki et al., 2006) při zkoumání recyklovatelnosti celulózy různými technologiemi a vzhledem k různým produktům (papír, karton apod.). Podobně Adachi (2007) modeluje recyklovatelnost oceli, což souvisí s celkovým materiálovým tokem této suroviny na národní úrovni. Hu a Bidanda (2007) popsali aplikaci Markovovského rozhodovacího procesu (MDP) na vytváření uzavřených materiálových toků při výrobě, využití a recyklaci výpočetní techniky.

6.3.5 Stochastické procesy a Markovovy řetězce

V klasické teorii pravděpodobnosti není předpokládána závislost náhodných veličin na čase. Vezmeme-li takovou závislost v úvahu, pak hovoříme o **stochastickém (náhodném) procesu**. Nutno říci, že i deterministické procesy mohou mít stochastickou složku. V případě tzv. Markovova řetězce, veličina $X(t)$ nabývá v čase diskrétních stavů, které jsou definovány jako množina náhodných veličin $X(t)$. Čas se může měnit spojitě nebo nespojitě. **Markovovy řetězce** jsou **nejjednodušším případem stochastických procesů**, kdy čas nabývá hodnot z množiny přirozených čísel ($t = 1, 2, 3, \dots$). V posloupnosti n pokusů je jejich výsledek prvkem spočetné množiny s možných stavů $\{s_{aj}\}$, kde $j = 1$ až s . Pravděpodobnosti, že systém je v časovém okamžiku t v některém stavu $s_{a1}, s_{a2}, s_{a3} \dots$ tvoří množinu $\{p_j\}$. Podobně existuje množina pravděpodobností, se kterými v čase t dojde k přechodu ze stavu s_{ai} (čas $t - 1$) do některého ze stavů $\{s_{aj}\}$.

Stav výrobku s_{aj} v čase t je tedy ovlivněn pouze stavem v čase $t - 1$ a pravděpodobnostmi přechodu z tohoto stavu do ostatních možných stavů. Tyto pravděpodobnosti je možné uspořádat do čtvercové matice pravděpodobností přechodu \mathbf{P} . Nulové prvky matice \mathbf{P} znamenají, že příslušné přechody jsou nemožné (mají nulovou pravděpodobnost). Sumy pravděpodobností v každé řádce jsou rovny 1; pokud zároveň všechny prvky \mathbf{P} jsou nenulové, pak tato matice je nazývána stochastická.

Dále definujeme matici $\mathbf{p}^{(0)}$ pravděpodobností počátečních stavů jako

$$\mathbf{p}^{(0)} = [p_1^{(0)} \ p_2^{(0)} \ p_3^{(0)} \ \dots \ p_s^{(0)}] \quad (20)$$

a matici pravděpodobnosti stavů po n krocích od počátečního stavu $\mathbf{p}^{(n)}$ jako

$$\mathbf{p}^{(n)} = [p_1^{(n)} \ p_2^{(n)} \ p_3^{(n)} \ \dots \ p_s^{(n)}] \quad (21)$$

přičemž s pomocí tzv. Chapman-Kolmogorovova vztahu lze odvodit, že

$$\mathbf{p}^{(n)} = \mathbf{p}^{(0)} \mathbf{P}^n \quad (22)$$

S rostoucím n pravděpodobnosti v matici pravděpodobností $\mathbf{p}^{(n)}$ konvergují ke stavu rovnováhy, který je popsán maticí π . Pro stochastickou matici \mathbf{P} je pravděpodobnost výskytu některých stavů v π vyšší než 0 (tzv. stavy rekurentní), pravděpodobnost jiných stavů v π je nulová (tzv. stavy transientní). Konečná pravděpodobnost stavů absorpčních je rovna 1, zatímco ostatní stavy jsou po dostatečném počtu kroků nutně transientní (jejich pravděpodobnosti v π jsou nulové).

Transientními stavy v tomto případě je stav plné použitelnosti výrobku i stav (stavy) opravitelné poruchy. V jednoduchém modelu tří stavů je vektor \mathbf{d} , který popisuje pravděpodobnosti v absorpčním (konečném) stavu, triviální

$$\mathbf{d} = 0 \ 0 \ 1 \quad (23)$$

Můžeme konstruovat také modely složitější, kde může být zahrnuto více kategorií opravitelných poruch stejně jako různé poruchy neopravitelné. Pak musí existovat několik absorpčních stavů. Úvahy o různých absorpčních stavech mají smysl, např. pokud je výrobek rozebíratelný a jeho funkční části mohou sloužit jako náhradní díly (využití části odpadu jako „re-use,“ např. na vrakovištích aut nebo servisech).

Pokud nás zajímá pouze vznik odpadů, nikoliv např. doba, po kterou výrobky v průměru leží v opravě, resp. balance použitelných výrobků, pak kategorizace transientních stavů nemají význam. Avšak k modelování časového průběhu vzniku odpadů potřebujeme znát matici \mathbf{P} , což vyžaduje sběr informací o osudu dostatečně velkého vzorku konkrétního výrobku v procesu užívání (spotřeby). Tyto informace mají pouze výrobci.

Markovův model lze přinejmenším užít pro modelování typu „co-kdyby“ (what-if), které nám pomůže pochopit, jak se množina výrobků za určitých předpokladů chová a jaká data potřebujeme např. pro statistický odhad jejich životnosti.

Uvažujeme jednoduchý model chování výrobků splňující předpoklad Markovova řetězce, kde výrobek se může nacházet ve třech stavech (S1, S2 a S3), tedy ve stavu:

- S1 je výrobek plně užitelný,
- S2 vyžaduje opravu,
- S3 je charakterizován jako odpad.

Matrice počátečních stavů $\mathbf{p}^{(0)}$, kde předpokládáme, že všechny nové výrobky jsou plně užitelné, je

$$\mathbf{p}^{(0)} = \begin{pmatrix} 1 & 0 & 0 \end{pmatrix} \quad (24)$$

a matice \mathbf{P} pravděpodobností přechodů mezi S1, S2 a S3 je například

$$\mathbf{P} = \begin{pmatrix} 0,5 & 0,4 & 0,1 \\ 0,5 & 0 & 0,5 \\ 0 & 0 & 1,0 \end{pmatrix}$$

Pro základní scénář A předpokládáme, že je 10% pravděpodobnost, že používaný výrobek se během každého časového období nevratně změní v odpad, nebo s 40% pravděpodobností nastane porucha vyžadující opravu. Výrobek vyžadující opravu se s 50% pravděpodobností podaří opravit, s 50% pravděpodobností je závada neopravitelná a výrobek se nevratně mění v odpad. V Tab. 6.2 jsou v řádkách matice kroky $\mathbf{p}^{(1)}$ až $\mathbf{p}^{(5)}$ a ve sloupcích pravděpodobnosti stavů S1 až S3 (používání, oprava, odpad) pro každý časový krok.

Tab. 6.2 Praviděpodobnosti stavu pro scénář A

Krok	S1	S2	S3
$p^{(1)}$	0,50	0,40	0,10
$p^{(2)}$	0,45	0,20	0,35
$p^{(3)}$	0,32	0,18	0,50
$p^{(4)}$	0,26	0,13	0,61
$p^{(5)}$	0,20	0,10	0,70

Nyní předpokládejme, že se v dalším scénáři B podařilo snížit poruchovost i neopravitelnost o 10 %, takže matice pravděpodobností přechodů \mathbf{P} se změnila následovně

$$\mathbf{P} = \begin{pmatrix} 0,6 & 0,3 & 0,1 \\ 0,6 & 0 & 0,4 \\ 0 & 0 & 1,0 \end{pmatrix}$$

Ve třetím scénáři C předpokládejme, že vzhledem k prvnímu scénáři A (Tab. 6.2) se u 20 % výrobků oprava posunula i na další časové období (například malá dostupnost některých náhradních dílů nebo servisu), takže \mathbf{P} je v tomto případě

$$\mathbf{P} = \begin{pmatrix} 0,5 & 0,4 & 0,1 \\ 0,5 & 0,2 & 0,3 \\ 0 & 0 & 1,0 \end{pmatrix}$$

V Tab. 6.3 jsou pro všechny tři scénáře porovnány pouze kumulativní podíly z počátečních 100 % výrobků v čase t_0 , které se změnilo na odpad.

Tab. 6.3 Kumulativní podíl odpadu (stav S3) z původního množství výrobků pro scénáře A, B a C

Časové období	A (%)	B (%)	C (%)
1	10	10	10
2	35	28	29
3	50	41	30
4	61	52	41
5	70	61	50

Ve scénáři C vzniká odpad pomaleji jen díky tomu, že užívané množství výrobků kleslo, protože opravy se zpomalily a méně výrobků je ve stavu použitelnosti. Zatímco ve scénáři B je ve stavu použitelnosti více výrobků a současně i jejich opravitelnost je větší. Pokud bychom měřili nějaký průměrný užitek, který spotřebitelům vzniká z možnosti užívat výrobky, zmenšený o náklady za opravy, pak nejlepší je scénář B, kdy se výrobek zdrží v transienčním stavu S1 (užívání) déle než ve stavu S2 (oprava).

Vzhledem k tomu, že v průběhu užívání se výrobek mění v odpad, kdy stav S3 (nepoužitelný a neopravitelný výrobek) je stavem absorpčním, nás může dále zajímat:

- a) jaká je pravděpodobnost, že proces užívání skončí v určitém kroku absorpčním stavem,
- b) jaký je počet středních přechodů přes každý transientní stav, resp. jaký je střední počet výskytů jednotlivých transientních stavů.

Odpovědi na výše uvedené otázky lze opět získat operacemi se základní maticí **P**. Střední počet transientních stavů lze získat úpravou matice **P** na matici **Q**, kde vynecháme všechny sloupce a řádky z **P**, které odpovídají absorpčním stavům. Takto lze získat tzv. fundamentální matici **T**, a to inverzí jednotkové matice, od které odečteme matici **P**:

$$\mathbf{T} = \mathbf{I} - \mathbf{Q}^{-1} \quad (25)$$

Maticové operace lze provést pomocí maticových vzorů MS Excel. Z výše uvedeného nicméně vyplývá, že Markovovy modely jsou založeny na splnění určitých předpokladů, které rozebereme dále, a vyžadují znalost matic pravděpodobností přechodů **P** a vektorů počátečních stavů $\mathbf{p}^{(0)}$, tedy vyžadují sledování osudu dostatečně velkého souboru výrobků po dostatečně velký počet ekvidistantních časových období. Výpočetně tyto modely lze realizovat v tabulkovém kalkulátoru MS Excel, který umožňuje provést požadované operace s maticemi (tabulkami), pokud jsou k dispozici reálná data.

Monte-Carlo model Markovova řetězce

S rozvojem programování jsou snadno proveditelné různé výpočetní experimenty, které mohou využívat generátory náhodných čísel modelující s definovaným rozptylem zvolené statistické rozdělení nějaké veličiny kolem střední hodnoty. Navíc pro dlouhé časové řady jsou maticové výpočty (předchozí subkapitola) prováděné „krok za krokem“ zdoluhavé. Pak se nabízí využít relativně snadno sestavitelný Monte-Carlo model Markovova řetězce (MCMC). Lze použít Fortran, Basic, C nebo MS Excel pro jednodušší typy Markovova řetězce.

Monte-Carlo modely jsou tvořeny výpočetními algoritmy, které zahrnují náhodné vzorky. Výpočet je opakován, přičemž napodobení stochastického procesu náhodným vzorkem je realizováno pomocí generátoru náhodných nebo pseudo-náhodných čísel. Tyto modely se užívají tam, kde nelze žádaný výsledek získat analyticky pomocí deterministického modelu (např. řešením soustav diferenciálních rovnic). Monte-Carlo modely jsou také užívány tam, kde vstupní data jsou zatížena podstatnou nejistotou, kde pozorovaný jev je souhrnem dílčích náhodných jevů a podobně, tedy např. jako nástroj analýzy citlivosti deterministického modelu ke kvalitě dat.

Modely tohoto typu jsou konstruovány v několika krocích:

- a) zkoumání statistického rozdělení nezávisle proměnných,
- b) konstrukce vhodného generátoru náhodných vstupních veličin, které odpovídají zvolenému statistickému rozložení (určení centrálního momentu a rozptylu),
- c) popis modelovaného procesu, definice diskrétních stavů, podmínky přechodů apod.,
- d) provedení velkého počtu opakovaných početních experimentů,
- e) agregace individuálních výsledků a statistické vyhodnocení.

Monte-Carlo modely mohou napodobit tzv. proces „náhodné procházky“ (random walk) nebo Markovovy řetězce. Náhodnou procházkou je např. pohyb mikroskopické částice v kapalině známý jako Brownův pohyb. Pokud v ekvidistantních časových intervalech sledujeme dráhu částice (náhodný krok), pak délka i směr kroku jsou spojitými náhodnými veličinami s určitým statistickým rozdělením. Lze například předpokládat, že délka náhodného kroku má normální rozdělení, zatímco směr (úhel) kroku má rozdělení rovnoměrné (rektangulární). V případě Markovova řetězce se objekt pohybuje nespojitě mezi konstantním počtem stavů (např. charakterizovaných užitnou hodnotou).

Pokud modelujeme Markovovův proces, pak ovšem musí model splňovat několik kritérií:

- a) lze definovat několik diskrétních stavů,
- b) stav v čase t musí záviset pouze na stavu v čase $t - 1$, tj. systém nemá žádnou paměť,
- c) matice pravděpodobností přechodů mezi stavy \mathbf{P} musí být časově neproměnná (proces je tzv. stacionární),
- d) lze získat údaje o chování dostatečně velkého souboru prvků a podmínky jednotlivých experimentů jsou identické.

Je ovšem možné zavádět realističtější předpoklady chování výrobků v procesu spotřeby, kdy musíme předpokládat jistou míru „paměti“. Pak matice pravděpodobností přechodů \mathbf{P} se může měnit podle historie užívání výrobku. Pokud definujeme užitnou funkci, může tato obsahovat člen určující, např. stáří výrobku (úměrné počtu časových období, po které byl výrobek trvale užíván), nebo kumulativní dobu užívání. Takové modely porušují různou měrou podmínky, za nichž lze model označovat jako Markovovův řetězec.

Na druhou stranu, pokud máme výsledky takových snadno realizovatelných numerických experimentů, můžeme testovat:

- a) zda se model chová jako Markovovův řetězec prvního řádu, k čemuž lze např. použít výpočet četnosti transienčních stavů, poměru četností absorpčních stavů apod. Jinou možností je použití statistického kritéria poměru maximálních pravděpodobností (maximum likelihood criterion),
- b) zda platí předpoklad stacionarity, např. užitím testu MDIS (Minimum Discrimination Information Statistics), který navrhli Kullback, Kupperman a Ku (1962).

Pro ilustraci uvedeme jednoduchý Monte-Carlo Markovovův model (MCMC) vzniku spotřebního odpadu. Pokud jsou k dispozici např. údaje uživatelů, je možné studovat přeměnu určitého výrobku na odpad. Údaje by bylo možné získat nějakou spotřebitelskou anketou, např. k užívání ledničky, pračky apod. Je možné případně model použít pro scénáře „co-když“ modelující různé požadavky na výrobky (výrobní politika).

Příklad jednoduchého Markovovského modelu se třemi stavy

Můžeme si představit množinu stejných výrobků, které mají v počátečním stavu užitnou hodnotu, $U = 1$. V ekvidistantních časových intervalech se tato hodnota snižuje o náhodný úbytek Δ_{rand} , který má rovnoměrné (rektangulární) rozložení v intervalu (0,1). Tento náhodný úbytek modelujeme pomocí generátoru náhodných (pseudo-náhodných) čísel a odečítáme od hodnoty 1, kterou vždy mají výrobky zcela nové. Pokud se U sníží pod určitou limitní hodnotu (L_h , horní limit), pak výrobek vyžaduje opravu, jejíž rozsah je opět náhodný, tj. změna U během jednoho časového intervalu, Δ_{rand} , může vést s jistou pravděpodobností až k plné užitné hodnotě, $U = 1$. Pokud U klesne pod spodní limit, L_s , výrobek se nevratně stává neopravitelným odpadem ($U = 0$). Máme tedy Markovovský model s třemi stavy:

- a) S1, plná užitnost, U leží mezi L_h a 1,
- b) S2, opravitelná porucha, U leží mezi L_s a L_h ,
- c) S3, neopravitelnost (odpad), $U = 0$.

Generátor pseudo-náhodných čísel, RAND() je obsažen v tabulkovém kalkulátoru MS Excel, kde lze model jednoduše realizovat jako pole složených podmínek:

$$U_t = \text{KDYŽ} (U_{t-1} - \Delta_{rand} < L_d; 0; \text{KDYŽ}(U_{t-1} - \Delta_{rand} > L_h; 1; (L_h + L_d)/2))$$

Užitná hodnota, U_t , takto může nabývat diskrétních hodnot 0 pro S3, $(L_h + L_d)/2$ pro S2 a 1 pro S1, přičemž závisí na užitné hodnotě v předcházejícím kroku (U_{t-1}). Hodnoty RAND() musíme čerpat ze společné matice pseudo-náhodných čísel, která je vytvořena separátně. Model se realizuje jako matice stavů v n krocích ($n = 1-15$). Jednotlivé řádky reprezentují chování každého prvku z množiny m výrobků. V našem případě $m = 1000$. Můžeme také sestojit matici přechodů mezi stavy S1 až S3.

Jestliže U se mění v intervalu $(0,1)$, pak pro rektangulární rozdělení platí, že $p_{11} = 1 - L_h$, $p_{12} = L_h - L_d$ a $p_{13} = L_d$, takže platí, že $p_{11} + p_{12} + p_{13} = 1$. Podobně lze odvodit pravděpodobnosti přechodů mezi $S2$ a $S1$, resp. $S3$.

Z výpočtů plyne, že ač výrobků ve stavu použitelnosti ubývá (klesá počet přechodů z $S1$ do $S1$), pravděpodobnost tohoto přechodu je stále stejná (průměr ze všech experimentů) a model se chová jako stacionární.

Předpoklad, že výrobek má konstantní užitnou hodnotu, $U = 1$, která se v procesu užívání výše uvedeným způsobem skokově změní na $U - \Delta_{rand}$, a že velikost Δ_{rand} má rovnoměrné (rektangulární) rozložení, může splnit v procesu užívání jen omezený počet jednoduchých výrobků a kategorií opotřebení (např. mechanické namáhání a poškození). Můžeme v modelu užít i jiné rozdělení Δ_{rand} , např. je známo, že opotřebení strojů lze vyjádřit exponenciálním rozdělením. Jinému typu opotřebení může odpovídat normální rozdělení (jednostranné).

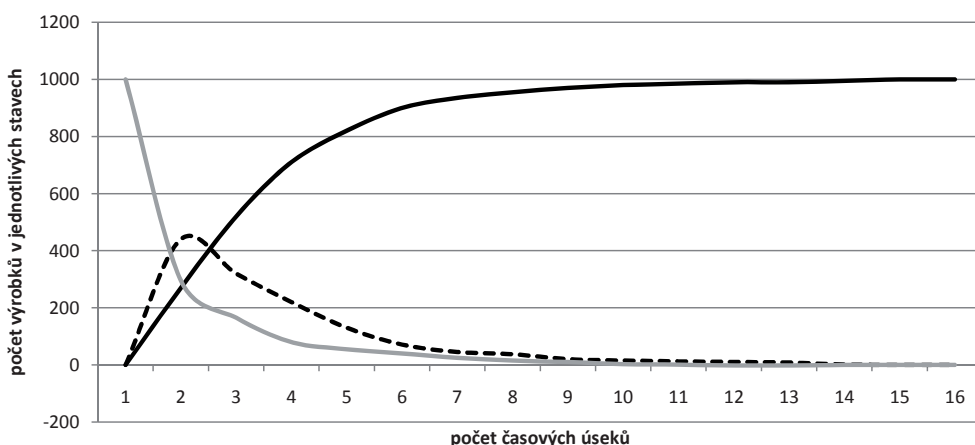
Úpravami výše uvedeného Monte-Carlo modelu lze zjistit, že také při užití jednostranného normálního nebo exponenciálního rozdělení jsou splněny základní podmínky Markovovského modelu, tj. matice pravděpodobností stavových přechodů se nemění (podmínka stacionarity). To je také patrné z Obr. 6.2 a 6.4, kde je demonstrován výše uvedený model 3 stavů s exponenciálním statistickým rozdělením (Model A).

Podmínky, za nichž lze k modelování vzniku odpadů výše uvedeného typu užít Markovovy řetězce, nejsou splněny, pokud předpokládáme například postupné opotřebení nebo stárnutí materiálu – tedy proces, kdy pravděpodobnost provozní poruchy závisí na celkovém čase, po který byl výrobek používán (opotřebení ložisek a jiných mechanických částí), popř. na stáří výrobku (např. koroze, křehnutí plastů, stárnutí elektrických obvodů apod.) bez ohledu na celkový počet provozních hodin. V tomto případě se pravděpodobnosti poruch zvyšují se stářím výrobku, resp. s počtem provozních hodin, a neplatí podmínka stacionarity.

Právě v takových případech mohou být Monte-Carlo modely kombinující stochastické (náhodná porucha) i deterministické děje (stárnutí materiálu, mechanické opotřebení) užitečné a realizovatelné. Např. výsledky Monte-Carlo modelu, který předpokládá kombinaci lineárního poklesu užitkové funkce U s náhodnými poruchami, které mají exponenciální statistické rozložení, jsou uvedeny v následujících grafech (viz Obr 6.2–6.5). Při malé rychlosti stárnutí se model nejprve chová po několik intervalů jako Markovovův řetězec, pak přejde do jiného režimu, kde p_{12} a p_{21} oscilují kolem nějakého rovnovážného stavu.

Kombinací adjustabilních parametrů model vykazuje různé chování, např. viz Obr. 6.3, na kterém je chování Modelu B se stejným nastavením mezí jako u Modelu A ($L_d = 0,2$ a $L_h = 0,4$). Model B zahrnuje navíc vůči Modelu A „lineární opotřebení“ a také „paměť“, což znamená, že užitná hodnota, U , použitelného výrobku ($U > L_h$) není vždy rovna 1, ale snižuje se s kumulací lineárního opotřebení i náhodných poklesů Δ_{rand} . Také „opravitelnost výrobku“, tedy růst U při přechodu z S2 do S1 je náhodná. Tyto předpoklady jsou plausibilní pro celou škálu výrobků.

Obr. 6.2 Model A. Časový průběh změny stavu výrobků (šedá linie) v odpad (černá linie). Počet oprav je zachycen přerušovanou linií.

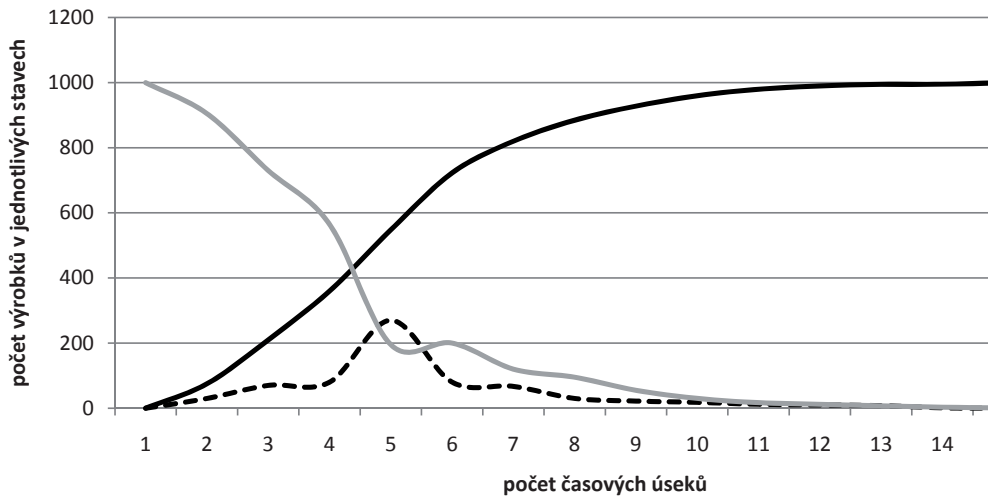


Jak jsme již poznamenali, model A může být pokládán za Markovův řetězec, jak je vidět z Obr. 6.4, kde jsou vyneseny průměrné pravděpodobnosti přechodů ze stavu S1 do stavů S1, S2 a S3. Náhodné kolísání pravděpodobností přechodů kolem konstantní hodnoty indikuje stacionaritu matice \mathbf{P} . Naopak z Obr. 6.5 je patrné, že podmínka stacionarity pro model B není splněna a pravděpodobnosti přechodů se dramaticky mění, čemuž odpovídají i lokální extrémy v Obr. 6.3.

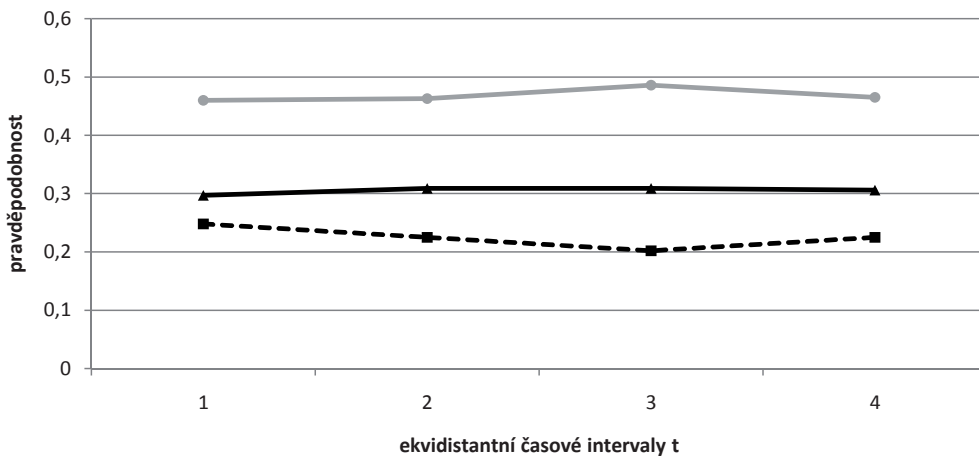
Uvedený model zahrnující 3 stavy výrobku slouží pouze k ilustraci možného využití Monte-Carlo modelů typu Markovovských řetězců. Programovací jazyky jako Fortran nebo C umožňují realizaci libovolně dlouhých cyklů, počítadel stavových přechodů apod., a tedy rozsáhlých modelů této kategorie.

Závěrem je třeba říci, že základem pro zkoumání aplikovatelnosti Markovových řetězců jako modelů materiálových toků je jejich aplikace na úlohu operačního výzkumu „obměna strojů a zařízení“ (např. Jablonský, 2007). Lze očekávat, že vývoj těchto modelů, zejména realizovaných jako MDP (Markov Decision Process) a užitých jako podkladů pro rozhodování, který započal po roce 2000, bude dále probíhat např. modelováním recyklace nedostatkových materiálů, které jsou používány při konstrukci elektroniky.

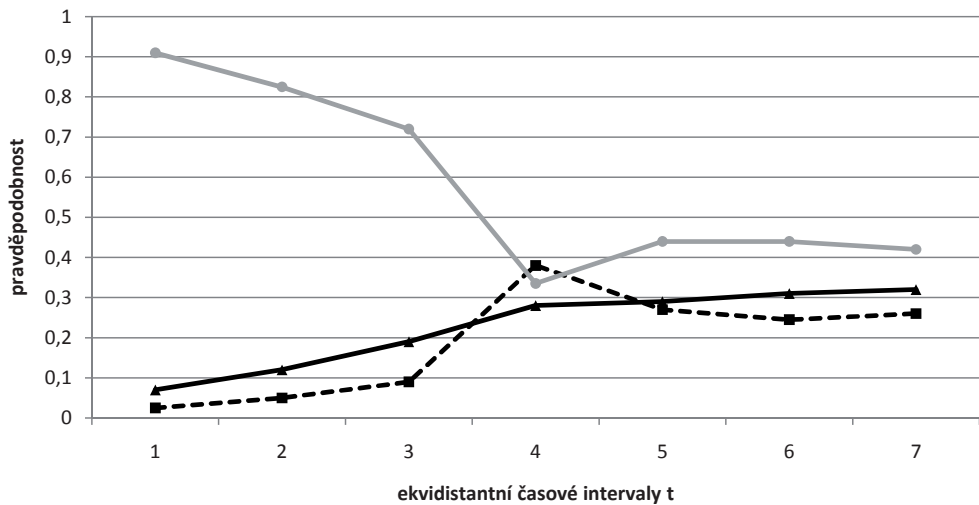
Obr. 6.3 Model B. Časový průběh změny stavu výrobků (šedá linie) v odpad (černá linie). Počet oprav je zachycen přerušovanou linií.



Obr. 6.4 Pravděpodobnosti přechodu z S1 do S1 (šedá linie), S1 do S2 (přerušovaná linie) a S1 na S3 (černá linie) pro Model A.



Obr. 6.5 Pravděpodobnosti přechodu z S1 do S1 (šedá linie), S1 do S2 (přerušovaná linie) a S1 na S3 (černá linie) pro Model B.



6.4 Modely nakládání se směsným komunálním odpadem

Systém nakládání se směsným komunálním odpadem (SKO), který je generován množinou zdrojů (obcí) spojených dopravní sítí, tvoří soubor zařízení (sklárky, kompostárny, spalovny, místa úpravy recyklovatelného odpadu), kam se směsný komunální odpad (nebo jeho složky separované u zdroje) dopravuje za účelem využití (suroviny, teplo a elektrická energie, kompost) nebo konečného uložení (sklárky). Materiálová kategorizace je dána z hlediska materiálových toků mezi zdroji a zařízeními. Způsob řízení (optimalizace) tohoto integrovaného systému závisí jak na provozovatelích (dobrovolná spolupráce, trh), tak na regulátorovi. Ten může užívat provozní povolení nebo ekonomické nástroje (poplatky) tak, aby celý systém vykazoval minimální dopady na životní prostředí při společensky únosných nákladech.

Jedná se o úlohu optimalizace, což vyžaduje stanovení vah jednotlivých kritérií (priorizace), které se může týkat nejen emisí škodlivin a nákladů, ale i např. ochrany krajiny a biodiverzity nebo prevence znečištění zdrojů podzemních a povrchových vod. Prakticky taková optimalizace přichází v úvahu při rozhodování o umístění nového zařízení (technologie a kapacita) nebo ukončení provozu zařízení existujících, regulaci jejich kapacit a podobně. Měla by být využita nejen při EIA nového zařízení (posuzování variant), ale také při hodnocení strategických dokumentů,

jako jsou plány odpadového hospodářství na krajské úrovni. Takto systematický přístup není při EIA/SEA zatím ani možný, protože nejsou k dispozici vhodné optimalizační nástroje a databáze.

Morissey a Browne (2004) porovnávají tři metodicky různé skupiny modelů, které byly vyvinuty a aplikovány za posledních cca 30 let, sloužící potřebě udržitelného řízení komunálního odpadového hospodářství. V první skupině historicky nejstarších modelů jsou modely založené na analýze nákladů a přínosů (CBA), kde jsou scénáře posuzovány metodikou CBA. Problém CBA je v převádění různých environmentálních a sociálních dopadů na monetární jednotky. V druhé skupině jsou modely založené na posouzení životního cyklu (Life Cycle Assessment, LCA). Třetí skupinu modelů představují modely rozhodovacích procesů, které slouží jako nástroje podporující rozhodování (DST). Kromě těchto tří základních kategorií byly vyvíjeny již od 80. let modely optimalizační, které jsou založeny na lineárním nebo nelineárním programování a mají za účel nalezení optima vhodně definované účelové funkce, což mohou být celkové náklady, agregované emise apod. DST byly převzaty z operačního výzkumu (Jablonský, 2007), kde jsou často užívány k vícekriteriálnímu rozhodování za nejistoty. Mohou sloužit k syntéze výstupů modelů LCA, které poskytují široké spektrum informací a slouží jako vstup do rozhodovacího procesu.

6.4.1 Modely LCA a CBA

Při vývoji modelu integrovaného systému nakládání s komunálním odpadem jsme vyšli z modelů LCA popsanych v literatuře (RTI International, 2007; Winkler a Bilitewski, 2007). Od počátku 90. let vznikla řada modelů integrovaného nakládání se smíšeným komunálním odpadem, které vycházely z posouzení životního cyklu (LCA), tj. hmotových a energetických bilancí (McDougall et al., 2001; Berger, 1999; Eriksson, 2002). Většina dostupných modelů je statická, resp. deterministická a nekvantifikuje nejistoty odhadů způsobené náhodnou povahou vstupních veličin. Mezi vstupy zatížené největší nejistotou patří proměnlivé složení a množství komunálního odpadu, kolísající podíl separace odpadu u zdroje, kolísající množství a složení živnostenského odpadu a podobně. Nejistota vstupů a šíření nejistoty LCA modelem diskutuje Ekvall et al. (2007). Další nevýhodou modelů založených pouze na LCA je to, že nepostihují lokální dopady (dopravní hluk, emise, pach, znečištění podzemních vod apod.), ale souhrnně hodnotí obecná témata jako je acidifikace, globální oteplování, spotřeba energie apod. Nicméně LCA je základní metodou k hodnocení variant a tedy k přijímání rozhodnutí z hlediska udržitelného rozvoje na lokální nebo regionální úrovni (De Feo a Malvano, 2009; Ekvall et al., 2007).

Od 90. let bylo vytvořeno a zdokonaleno několik modelů LCA, které představují aplikaci analýzy životního cyklu na nakládání s SKO. Firma RTI International (2007)

provedla pro California Integrated Waste Management Board porovnání několika dostupných nástrojů tohoto typu (IWM, ORWARE, LCA-IWM, IWM-2, WASTED, EASEWASTE, WISARD, WRATE, WARM a MSW-DST). Z přehledu vyplývá jednak různá dostupnost a uživatelská náročnost (některé nástroje jsou doplňky MS Excel, jiné vyžadují např. instalaci MATLAB/SIMULINK). Některé nástroje (MSW-DST, WISARD) jsou dostupné jako komerční, jiné jako např. WARM nebo MSW-DST jsou založeny na webových aplikacích (LCA databáze). Obecně jsou modely LCA spojeny s rozsáhlými databázemi, které jsou periodicky aktualizovány (nové technologie). LCA-IWM byl vyvinut na základě projektu financovaného EC a je volně k dispozici stejně jako IWM (EPIC/CSR Kanada). V rámci této studie byly zběžně prozkoumány modely IWM, LCA-IWM a IWM-2, prodávány spolu s knižní publikací vydanou firmou Procter&Gamble.

Modely LCA vyžadují formulaci konkrétních scénářů (způsob sběru, třídění, technologie), databáze emisních faktorů jsou uživateli nepřístupné (představují hlavní hodnotu modelu) a stejný jednoduchý scénář poskytuje různé hodnoty emisí, příp. spotřeby energie. Co se nákladů týče, tyto jsou silně závislé na národním kontextu (poplatky, mzdy, organizace sběru a třídění, ekologické daně, ceny energie apod.).

Winkler a Bilitewski (2007) porovnávali z uživatelského hlediska šest LCA modelů (ARES, IWM(EPIC/CSR), DST (US EPA), IWM-2, ORWARE a UMBERTO). Jako kritéria zvolili uživatelskou přívětivost, přizpůsobitelnost (adjustovatelnost) na národní/lokální podmínky, interpretovatelnost výsledků a počet látek. Z jejich srovnání nejlépe vychází model UMBERTO vyvinutý v Německu. Zajímavá část práce se týká emisí CO₂, které pro jeden scénář autoři odhadli pomocí jednotlivých modelů. Modely ARES, IWM, IWM-2 a UMBERTO dávají pro referenční scénář emise CO₂ v rozmezí +/- 15 % rel., zatímco modely ORWARE a DST poskytly řádově odlišné odhady. Pokud autoři aplikovali modely na scénáře nakládání s SKO v Drážďanech, pouze tři modely (IWM-2, DST a UMBERTO) umožnily pokrytí všech relevantních procesů. Autoři dospěli k závěru, že každý studovaný model má výhody a nevýhody a že i relativně jednoduchý model může být použit jako DST. Nicméně tato studie (Winkler a Bilitewski, 2007) ukazuje, že v některých případech dochází i ke změně relativního hodnocení různých variant (např. skládkování versus spalování), a je tedy nutná jistá opatrnost při vynášení kategorických soudů o posuzovaných variantách (scénářích).

Zajímavá je v tomto ohledu práce Styvky (2005), který užil model IWM-1 k CBA posuzování scénářů pro nakládání s SKO v Krakově a výsledky porovnal s obdobným systémem popsáním pro Stockholm v literatuře (Bjorklund, 1998 a Eriksson et al., 2002). Model IWM-1 (předchůdce modelu IWM-2, McDougall et al., 2001) poskytuje dle autora fragmentované informace (emise různých polutantů, spotřeby energie), a proto tyto byly sumárně vyjádřeny jako monetární jednotky. Byly užity

sazby za emise do vody a ovzduší, ceny energie apod. Zajímavé je, že největší rozdíly mezi oběma městy jsou tam, kde jsou zohledněny náklady na pracovní sílu, tj. mzdy (svoz, doprava, třídění). Naopak provozní náklady na skládkování a spalování jsou srovnatelné.

V obou případech bylo modelováno spalování s využitím energie. Co se týče relativního hodnocení negativních dopadů (emise, spotřeba surovin), byla užitá metoda Environmental Standards Relation (ESR) vyvinutá US EPA (1995). Takto byly odhadnuty environmentální náklady i v případě, že emisní poplatky v praxi neexistují, protože ESR udává relativní hodnocení škodlivosti, které by poplatky mělo úměrně reflektovat. ESR tedy umožňuje odvodit jeden výstup v monetárních jednotkách a pomocí výstupů z modelu IWM-1 tak srovnávat jednotlivé varianty. Je zajímavé, že vzhledem k výši polských emisních poplatků činí environmentální náklady méně než 1% celkových společenských nákladů, které jsou sumou všech provozních a environmentálních nákladů.

Závěrem Stypka (2005) konstatuje, že:

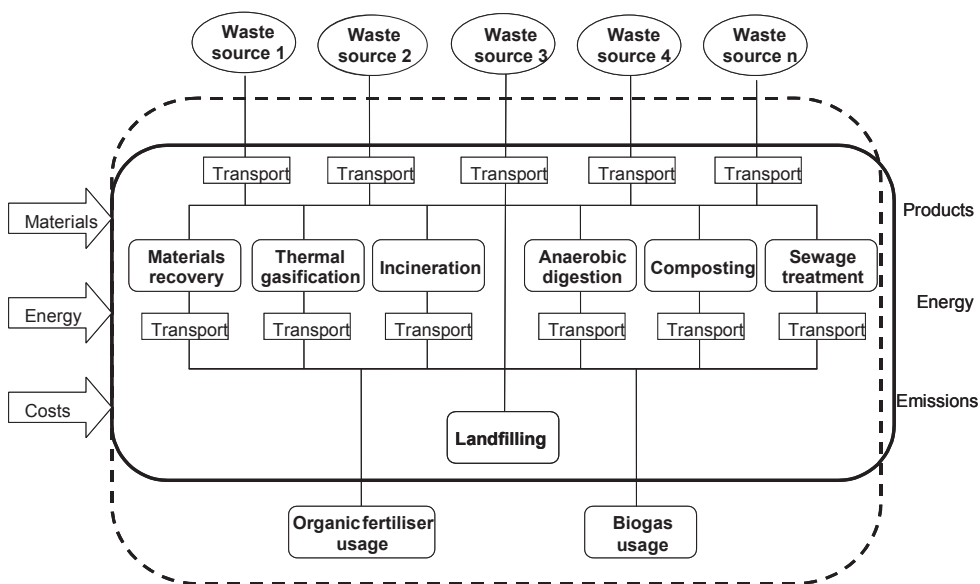
- užití modelu IWM-1 je náročné na data a na zkušenost uživatele s LCA a modelováním,
- získání dat bylo nejobtížnější částí práce,
- mezinárodní porovnávání je ztíženo různými definicemi a způsobem výpočtu dílčích nákladů,
- model nezohledňuje sociální aspekty nakládání s SKO, které někdy převažují nad technicko-ekonomickými parametry scénářů.

Jako příklad novějšího LCA modelu integrovaného nakládání s SKO může sloužit ORWARE (Carlsson et al., 2002), který vyvíjelo několik pracovišť (IVL Swedish Environmental Research Institute, Royal Institute of Technology a Swedish Institute of Agricultural and Environmental Engineering), dále spolupracovala Chalmers University of Technology (modely MIMES/Waste, Natwaste). Kromě vlastních jednotkových operací odpadových technologií (skládkování, spalování, třídění apod.) ORWARE obsahuje informace týkající se procesů předcházejících vlastnímu nakládání s odpady (např. výroba energie nebo pohonných hmot, výroba materiálů) a technologií navazujících na odpadové technologie, např. skládkování elektrárenského popílků.

Je tedy zřejmé, že model ORWARE, který patří do kategorie pokročilých modelů LCA, vyžaduje velké množství údajů, které jsou specifické pro konkrétní ekonomiku (zemi, region). Důležitý je také výběr výstupů, které systém produkuje (teplo pro CZT, elektrická energie, plasty, hnojiva, stavební materiály apod.). Je proto nutné mít údaje o externích výrobcích, jejichž produkty se substituují. Co se týče vlastních technologií nakládání s SKO, které jsou zahrnuty do modelu, tyto zahrnují (viz

Obr. 6.6) materiálovou recyklaci, termické zplynění, spalování, anaerobní digesci, kompostování a zpracování kalů z ČOV. Odpady z těchto technologií jsou skládkovány. Kromě SKO do systému vstupují suroviny, energie a náklady. Výstupem jsou výrobky (např. kompost, konstrukční materiály), bioplyn, teplo a elektrická energie.

Obr. 6.6 Schéma toků v modelu ORWARE dle Sundquista (2010)



Sundquist (2010) porovnal metodou CBA celkové náklady (náklady LCA a environmentální náklady) pro jeden scénář a další dva modely (ECOTAX a EPS 2000). Náklady LCA zahrnují samotný systém nakládání s odpady, ale i další identifikované náklady „od kolébky do hrobu“ v celém životním cyklu, dále pre-procesní a post-procesní náklady. Pro srovnávané modely tedy musí být stanoveny stejné hranice, tj. modelování musí zahrnovat stejnou množinu jednotkových operací. Autoři porovnávají relativní náklady na spalování, skládkování, anaerobní digesci, kompostování, recyklaci plastů a recyklaci kartonu. Poměry mezi náklady jsou zhruba stejné, avšak model ORWARE dává nejnižší absolutní náklady (asi o 50 % než model ECOTAX). Nejnižší provozní náklady má skládkování, které má současně nejvyšší environmentální externality. K těm se přidávají vysoké náklady na externí technologie (výroba energie a materiálů), což představuje asi 40–45 % celkových společenských nákladů. Přesto, že ostatní technologie mají environmentální externality stejné nebo mírně nižší než skládkování, nejvyšší úspora společenských nákladů plyne z materiálového a energetického využití odpadů.

V České republice rozvíjí LCA v oblasti odpadového hospodářství pracoviště VŠCHT spolupracující s ETC Consulting Group. Kočí a Krečmerová (2010) využili komplexní analýzu životního cyklu k posuzování různých technologických variant integrovaného systému nakládání s SKO v České republice. Autoři používají obecný nástroj LCA, software GaBi (PE International). Model pracuje se sumární produkcí SKO o jednom složení, neuvažuje dopravní zátěže ani stávající infrastrukturu, která by měla být postupně modernizována. Metodika LCIA (Life Cycle Impact Assessment) dává základní informaci o kritických zdrojích emisí. Emise skládkového plynu nebo emise CO₂ekv. nejsou počítány s přihlédnutím ke stavu (technologickým) konkrétních zařízení, jsou užity pouze průměrné hodnoty. LCIA tak slouží jako vyčerpávající emisní inventura, která dává základní přehled o významnosti příspěvků jednotlivých vlivů. Kočí et al. (2010) testuje vliv jednotlivých faktorů pomocí analýzy citlivosti.

Podle Kočího et al. (2010) je problém v dostupnosti reálných dat (jednotkové emise či spotřeby energie na tunu zpracovaného SKO), která vycházejí z české reality. Autoři kriticky hodnotí možnosti LCA, která někdy vyvolává v laicích neúměrná očekávání. Mezi omezení LCA v oblasti hodnocení odpadových politik Kočí et al. (2010b) řadí následující problémy, které se vztahují zejména k datům:

- a) časová náročnost sběru, obtížná verifikace získaných údajů,
- b) nedostatek relevantních dat pro některé procesy – tyto procesy musely být modelovány,
- c) neodpovídající informační hodnota podkladů pro udělení povolení k provozu (IPPC),
- d) zahraniční modely LCA obsahují emisní faktory, které nemusí odpovídat české realitě,
- e) nutnost validace výsledků užitím několika modelů (pořadí variant).

Kočí et al. (2010) doporučují provést lokalizaci vhodného komerčního modelu LCA na české podmínky, což již bylo provedeno ve většině zemí EU15.

6.4.2 Optimalizační modely

Ve starší literatuře je popsána řada optimalizačních modelů nakládání s SKO, které modelují izolované jednotkové operace, jako je např. sběr a doprava (např. Liebman et al., 1975; Englehardt a Lund, 1990; Chang et al., 1997b), třídění a materiálová recyklace (Lund et al. 1994), operace na skládkách (Baetz 1989; Lund 1990; Jacobs a Everett 1992) apod. Další studium integrovaného nakládání s SKO vytvořilo komplexní modely procesních toků, kde odpadové proudy jsou optimálně alokovány s ohledem na náklady nebo spotřebu energie (např. Barlishen a Baetz 1996; Ferrell a Hizlan 1997), avšak bez ohledu na emise.

Paralelně byly vyvíjeny modely, které hodnotily sumární emise a další environmentální dopady spojené s různými schémata nakládání s SKO. Například Chang et al. (1996) nebo Chang a Wang (1996, 1997a) modelovali dopravní emise. V 90. letech již byla kombinována LCA s hodnocením odpadových schémat (Powell et al., 1996; Powell 1997). Ljunggren a Sundberg (1996, 1997) navrhli optimalizační proceduru vzhledem k celkovým nákladům a mezním environmentálním cílům (limitní emise), které byly definovány pomocí metodiky LCA.

Počátkem tohoto desetiletí se vývoj modelů posunul směrem k modelování integrovaných systémů odpadového hospodářství (IWM, Integrated Waste Management), které jsou projektovány tak, aby minimalizovaly náklady a/nebo dopady na životní prostředí (Wang, 2001; Yeomans, 2006). To již vyžaduje využití optimalizační procedury pro nalezení minima vhodně definované účelové funkce (celkové náklady, emise apod.). Z běžně dostupných LCA modelů, které porovnávala studie RTI International (2007), umožňuje optimalizaci pouze model MSW-DST, který obsahuje LP řešitel CPLEX (algebraický modelovací jazyk AMPL).

Vývoj komplexního optimalizačního modelu založeného na LCA popisuje Solano et al. (2002). Model obsahuje více než 40 jednotkových operací pokrývajících sběr, dopravu, spalování, kompostování, materiálové přepracování a skládkování 48 odpadových kategorií SKO. Co se zdrojů týče, model obsahuje následující kategorie:

- a) jednočlenná rodina,
- b) rodina s více příslušníky a
- c) komerční jednotka.

Optimalizace probíhá na bázi LP, kdy jednotlivé jednotkové operace jsou lineárně řetězeny pro každou ze 48 odpadových kategorií, takže model je vlastně složen z procesních submodelů. Základem jsou hmotové bilance.

Výstupem mohou být optimalizované energetické bilance, emise CO_2 ekv., NO_x , SO_x a PM_{10} . Jako okrajové podmínky model obsahuje např. kapacitní omezení, minimálně transportované množství do zařízení, maximální náklady apod. Byla užitá technika nelineárního programování, která však vyžaduje k nalezení globálního optima poměrně sofistikované postupy, které dříve nebyly běžně dostupné (Solano, 1996). Některá řešení předpokládající komplikovaný pohyb odpadových proudů mezi různými zařízeními, která přicházejí v úvahu vzhledem ke složitosti modelu, je možné také vyloučit. Další okrajová podmínka implementovaná do tohoto modelu, který byl upraven do podoby interaktivního DST systému (Harrison et al., 2001), je vyloučení nízkého využití některého zařízení (např. méně než 10 % instalované kapacity). Matematický rámeček (LP) užitý Solanem et al. (2002) dovoluje reprezentaci různých schémat integrovaného nakládání s SKO (kombinace různých metod sběru, třídění, využití apod.). Model může zahrnovat až 10 000 nezávislých proměnných a stejný počet okrajových podmínek.

Model popsaný Solanem et al. (2002) je v podstatě souborem submodelů pro každý individuální zdroj, který se vztahuje k individuálním kvantitám a složení SKO. Účelová funkce může být vybrána z 9 LCA parametrů (CO, CO₂ekv., CO₂ z biomasy, CO₂ z fosilních paliv, NO_x, SO_x, PM, PM₁₀, celková energetická bilance). Emise i bilance jsou počítány za jeden rok. Model využívá matici emisních faktorů a jednotkových spotřeb energie a může pracovat až s několika tisíci adjustabilních konstant, které mohou být generovány SWM modelem navrženým pro potřeby LCA Weitzem et al. (1999). Ekonomika jednotlivých strategií (scénářů) je reprezentována celkovým saldem, které zahrnuje amortizované investiční náklady, mzdy, provozní náklady a náklady na opravy, příjmy z prodeje produktů (kompost, bioplyn), recyklovaných materiálů (papír, kovy, plasty, sklo) a energie (elektrina a teplo). Přímé emise jsou odhadovány z jednotkových emisních faktorů. Model zahrnuje také odvrácené (avoided) emise z výroby materiálů a energie. K tomu je užíván model výrobního procesu pro LCA (Dumas, 1998). Emise ze spalovacích procesů jsou počítány podle lokálního palivového mixu.

Jako praktická ukázka užití optimalizačních modelů mohou sloužit práce, které publikovali Fiorucci et al. (2003) a dále Costi et al. (2004), optimalizující IWM v regionu Janova, Itálie. Modely se skládají ze separátorů, výroby paliva z SKO (tzv. Refuse Derived Fuel, RDF), spaloven s využitím energie odpadu, zařízení na zpracování biodegradovatelného odpadu a sanitárních skládek. Účelová funkce je složena z různých nákladů, model je doplněn omezujícími podmínkami technickými (zpracovatelské kapacity), emisními i legislativními.

6.4.3 Optimalizační model integrovaného nakládání s SKO realizovaný v LINGO

Jak vyplývá z předchozího textu, schémata integrovaného nakládání s SKO se skládají z řetězce technologických operací, např. separace, výroby paliva z SKO (tzv. RDF), spalování s využitím energie odpadu, zpracování biodegradovatelného odpadu a skládkování ekonomicky nevyužitelných podílů. Účelová funkce je složena z jednotkových nákladů, model může být doplněn omezujícími podmínkami technickými (zpracovatelské kapacity), emisními i legislativními. Protože modely berou v úvahu dávkovou dopravu odpadu mezi zdroji a zařízeními (automobily s určitou přepravní kapacitou), jedná se o modely z části řešené lineárním celočíselným programováním.

Zahrnutí dopravních emisí nebo nákladů je nutné také vzhledem k tomu, že integrovaný systém nakládání se směsným komunálním odpadem se nachází v konkrétním území, kde zařízení nepůsobí jen jako bodové zdroje znečištění, ale význačný vliv na životní prostředí a zdraví představuje právě doprava odpadu mezi zdroji a zařízeními. Proto Nondek (2010a, 2010b) zkoumal možnost vytvoření vhodného

modelu optimalizačního, který by byl prakticky využitelný v České republice například při posuzování vlivů změny konkrétní odpadové infrastruktury v regionálním/krajském měřítku.

Komunálním odpadem se pro potřeby modelování rozumí veškerý odpad vznikající na území obce (dále také zdroj) při činnosti fyzických osob (domácností) a část odpadů vznikajících u právnických osob nebo fyzických osob oprávněných k podnikání (živnostenský odpad), který je společně dopravován do zařízení nebo separován na složky. Část tohoto odpadu je sbírána a tedy i bilancována separátně. Tento odpad (nebo jeho složky) může být skládkován, kompostován, spalován nebo sloužit jako surovina (papír, plasty, sklo, kovy). Separace složek může probíhat u zdroje (separovaný sběr v obci) nebo v zařízeních. Biodegradabilní odpad může být separován u zdroje a kompostován v domácnosti nebo v rámci obce (obecní kompostárna) nebo anaerobním rozkladem zčásti přeměněn na plynné palivo (metan). Poslední složkou je inertní odpad, který nemůže být využit materiálově ani energeticky. Tak jsou v modelu definovány čtyři složky, které jsou hmotově bilancovány. Nedochozí k akumulaci, toky složek jsou kontinuální; v této verzi neužíváme lineární celočíselné programování, které je mnohem náročnější na výpočetní čas i užitý optimalizační software.

Pokud optimalizace probíhá v menším měřítku (mikroregion), kde je žádoucí optimalizovat svozové trasy pro vozidla o určité kapacitě a kde bereme v úvahu provozní kapacity zařízení přijímajících odpady za krátkou časovou jednotku (např. den), pak je nutno používat metodu celočíselného programování. Pro větší území s větším počtem zdrojů i zařízení (region/kraj) lze užívat k optimalizaci hmotových toků mezi zdroji a zařízeními jednodušší metody lineárního programování (LP) a pokládat toky odpadů za spojité, resp. hmotovou bilanci provádět za delší časové období (roční bilance). Pokud modelujeme existující zdroje a zařízení v konkrétním území, pak je jistě možné sestavit matici reálných dopravních vzdáleností (např. ze silniční mapy) mezi všemi zdroji a všemi zařízeními. V praxi z některých zdrojů do vzdálených zařízení odpad nebude dopravován, nicméně pro průběh optimalizace musí tato matice být úplná.

Nondek (2010a, 2010c) zvolil metodu jednoparametrové optimalizace, která je realizována jako úloha lineárního programování (LP). Jedná se v tomto případě o hledání minima vhodně definované účelové funkce, což jsou agregované emise skleníkových plynů. Minima je dosaženo optimální alokací uvažovaných odpadových proudů mezi n zdroji a m zařízeními ($m \ll n$).

Optimalizujeme agregované emise skleníkových plynů, a to z následujících důvodů:

- v literatuře jsou dostupné informace o emisních faktorech pro uvažovaná zařízení (nákladní automobil, skládka, kompostárna a spalovna),

- oxid uhličitý, metan a oxid dusný je možné pomocí relativních hodnot GWP (Global Warming Potential) vyjádřit jako CO₂ekv.,
- snižování emisí skleníkových plynů je aktuální téma. Potlačení emisí skládkového metanu se celkové emise CO₂ekv. v sektoru odpadového hospodářství výrazně sníží.

Autor použil geografických koordinát zařízení a zdrojů a skutečné dopravní vzdálenosti aproximoval násobkem euklidovské vzdálenosti a průměrné tortuosity (klikatosti), kterou stanovil ze statistického vzorku silnic první a druhé třídy v České republice. Tímto způsobem pro zkoumaný scénář dostal nejpravděpodobnější trasy dopravy mezi jednotlivými zdroji a zařízeními, které v dalším kroku lze nahradit skutečnými dopravními vzdálenostmi. Je-li pro m zdrojů a n zařízení velikost dopravní matice $n \times m$, pak počet nejpravděpodobnějších dopravních tras je zhruba $1,5n$. To výrazně redukuje pracnost sestavování dopravní matice, ve které jen část hodnot musí být skutečné silniční vzdálenosti, zbytek mohou být přibližné odhady.

Při vývoji modelu jsme se řídili následujícími kritérii:

1. **Definice optimalizační úlohy:** Při vývoji jsme se omezili na minimalizaci emisí **skleníkových plynů** vznikajících při dopravě, skládkování, spalování a kompostování směsného komunálního odpadu. Modelování těchto emisí je standardní částí LCA, takže v literatuře (LCA) lze získat příslušné emisní faktory. Jednotlivá zařízení mohou být individuálně charakterizována.
2. **Škálovatelnost:** Model je škálovatelný, tj. umožňuje modelovat libovolné množství zdrojů (obcí, městských částí) a zařízení. Výhoda zvoleného řešení je dána výhodnými vlastnostmi algebraických programovacích jazyků (Schichl, 2010), kam také patří námi užitý jazyk LINGO (Schrage et al., 2006). Velikost optimalizovaného systému (počet zdrojů, velikost území, počet technologií, proudů, zařízení) je v praxi omezena pouze užitou verzí LP řešitele.
3. **Data:** Databáze je nezávislá separátní část modelu (druhá část je optimalizační program). Základní data požadovaná při modelování musí být dostupná na úrovni obcí (zdrojů SKO) a zařízení, tj. množství a složení, zpracovatelské kapacity a technologie, geografické koordináty, počet obyvatel, roční bilance SKO, převládající typ zástavby apod. Adjustabilní parametry (emisní faktory, spotřeby pohonných hmot a energií) mohou být získány z odborné literatury, z provozní dokumentace a povinných hlášení, případně expertními odhady. Použití modelu závisí na dostupnosti dat.
4. **Verifikace:** Již v počáteční fázi je vytvořena sada jednoduchých testovacích úloh, které ověří správnou funkci bilančních i optimalizačních částí modelu.
5. **Odhad nejistoty výstupních údajů:** U těch vstupních veličin nebo adjustabilních parametrů, kde prokazatelně existuje nejistota, musí být k odhadu

nejistoty výstupu užita technika modelování Monte-Carlo (náhodné změny vstupů). Opakovaným prováděním optimalizačních výpočtů je možné odhadnout nejistotu výstupů (pravděpodobnostní funkce).

6. **Praktická využitelnost:** V tomto případě je to minimalizace celkových emisí skleníkových plynů. Jednoduchou modifikací je možné modelovat např. emise PM_{10} do ovzduší působené sběrem a dopravou, nebo emise jiných látek ze zařízení do ovzduší a vody. Přitom velká optimalizační část modelu zůstává stejná.
7. **Další vývoj:** V případě zájmu praktických uživatelů musí zvolená koncepce umožňovat další vývoj, např. databáze technologií a emisních faktorů, ukládání scénářů, grafické zpracování výstupů apod.

Nondek (2010c), který optimalizoval emise skleníkových plynů z dopravy a ze zařízení (sklárky, spalovny atd.), vyšel z toho, že od roku 2008 probíhá intenzivní diskuze o zavedení obchodovatelných povolenek v sektoru odpadů (viz např. speciální číslo časopisu Waste Management and Research, Vol. 27; dále Hackl a Manschlitz, 2008; Amlinger et al., 2008) a tématu je věnována na mezinárodním poli velká pozornost. Proto modelování emisí skleníkových plynů může využít řadu emisních faktorů z literatury. Oproti tomu, modelování nákladů naráží na to, že spolehlivá ekonomická data dosud nebyla pro Českou republiku publikována v nutné šíři.

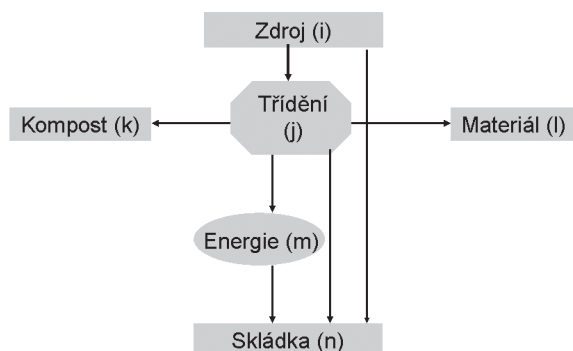
Z těchto kritérií vyplynula struktura modelu, který byl realizován kombinací dvou běžně dostupných programových nástrojů: MS Excel a optimalizační nástroj LINGO (Lindo Systems Ltd.), viz Nondek (2010a, 2010c). MS Excel je běžná součást kancelářského balíku MS Office. Optimalizační nástroj LINGO, který zahrnuje sadu řešitelů (LP, non-LP, celočíselné modely, linearizace atd.) a využívá algebraický programovací jazyk, je bezplatně dostupný v demo verzi (silně omezená velikost optimalizační úlohy). Převod dat mezi optimalizačním nástrojem a databází probíhá technologií OLE, která patří mezi standard zavedený Microsoftem. Výstupy modelování jsou obdobně převedeny do souboru MS Excel (výsledkové tabulky).

Jádrum modelu (Nondek 2010a, 2010b a 2010c) je optimalizační procedura, která alokuje SKO (respektive separované složky) mezi zdroji a zařízeními. Modelovaný systém se sestává z následujících souborů:

- zdrojů SKO,
- separačních linek,
- bioreaktorů a/nebo kompostáren,
- zařízení na zpracování druhotných surovin,
- zařízení na využití energie,
- skládek.

Dále model obsahuje sadu tras (dopravní matice), po kterých je odpad alokován. Celkové schéma modelu je znázorněno na Obr. 6.7, trasy materiálových toků jsou znázorněny šipkami. Schéma může být dle potřeby modifikováno.

Obr. 6.7 Celkový diagram modelovaných materiálových toků



SKO se sestává ze čtyř složek: bioodpad (B), recyklovatelný materiál (M), palivo získané z odpadu (F) a inertní odpad (I). Optimalizujeme celkové emise skleníkových plynů, a to jak dopravní, tak i procesní. Počty zařízení i jejich prostorové koordináty mohou být různé; pokud mají některá zařízení stejnou geografickou polohu, pak dopravní vzdálenost a emise jsou nulové. Procesní emise závisí na množství zpracovaných složek a technologií, jsou tedy určeny emisním faktorem (množství emisí na 1 tunu zpracované hmoty).

Například emise, e , které se vztahují k dopravě a separaci množství, q , lze vyjádřit jako

$$e = q(\varepsilon_t l / C_{veh} + \varepsilon_{coll} + \varepsilon_p)$$

kde ε_t je transportní emisní faktor (jako CO_2 na km), l je transportní vzdálenost (km), C_{veh} je dopravní kapacita vozidla, ε_{coll} je emisní faktor při sběru odpadu a ε_p je procesní emisní faktor pro danou složku a zařízení. Pro soubor j separačních zařízení lze kvantifikovat agregované emise jako

$$E = \sum q_{ij}(\varepsilon_t l_{ij} / C_{veh} + \varepsilon_{coll} + \varepsilon_p) \quad \forall \text{ trasy, zařízení} \quad (26)$$

Podobně lze agregované emise počítat pro všechna zařízení. Pak minimum účelové funkce, E (min), je sumou všech dílčích emisních příspěvků, které kvantifikujeme přes jednotlivé trasy a alokované kvantitativy B, M, F a I:

$$E \text{ min} = E_j + E_k + E_l + E_m + E_n \quad (27)$$

Všechna zařízení mají projektované kapacity, které tvoří sadu okrajových podmínek C_{separ} , C_{bio} , C_{mat} , C_{energ} , C_{land} . Například pro separátor SKO přijímající odpad ze zdrojů platí:

$$C_{separ} \geq \sum_i q_{Bi} + \sum_i q_{Mi} + \sum_i q_{Fi} + \sum_i q_{Ii} \quad \forall \text{ zdroje} \quad (28)$$

Dále je model určen hmotovými bilancemi (vstup-výstup), takže např. pro separaci složky B platí:

$$\begin{aligned} \sum_i q_{Bi} &= \sum_j q_{Bj} + \sum_n q_{Bn} \\ \sum_j \sigma_B q_{Bj} &= \sum_k q_{Bk} \\ \sum_j (1 - \sigma_B) q_{Bj} &= \sum_k q_{Bn} \end{aligned} \quad (29-31)$$

Separáční účinnosti, s_B , jejichž hodnoty se pohybují v intervalu (0,1), jsou dány pro jednotlivá separační zařízení a složku B. Tato složka B vytříděná v separačních zařízeních je využívána při výrobě kompostu, zatímco reziduální (neseparovatelná) část složky B je spolu s frakcí I ukládána na skládky. Podobné bilanční vztahy platí také pro složky M, F a I. Diagram materiálových toků (Obr. 6.7) může být modifikován zařazením dalších kategorií zařízení. Uvedený model tak slouží jako ilustrace využití LINGO při optimalizaci systému integrovaného nakládání s SKO.

Pro testování modelu byly použity upravené emisní faktory z literatury. Emisní faktory pro dopravu a sběr byly odvozeny ze spotřeby nákladních automobilů o přepravní kapacitě 10–20 tun. Vývoj metanu je vztažen na jednotkové množství bioodpadu (BRO), který se skládá z frakce potravinových zbytků a z 50% frakce papíru. Frakce RDF se skládá z 50% papíru a 50% plastů, materiálová frakce se skládá z kovů, skla a 50% plastů. Složení frakcí je možno měnit.

Další fází vývoje modelu (Nondek 2010c) byla konstrukce databáze, která charakterizuje určitý fragment území České republiky se 110 zdroji (obcemi) a celkovou populací 102 tisíc obyvatel, 4 skládkami a reálnými dopravními vzdálenostmi. Každý zdroj je charakterizován dvěma typy zástavby (bytovky a rodinné domky), které se liší složením SKO. Byly vytvořeny hypotetické scénáře. Scénář „nejhorší možný“ s volnými emisemi skládkového plynu a scénář, kdy do modelového území umístíme do konkrétních lokalit třídění SKO, energetické využití, kompostování bioodpadu a přepracování vytříděného materiálu na surovinu.

Problém, který byl dále řešen (Nondek 2010c), souvisí s nejistotou složení SKO, kde obsah 4 základních komponent se náhodně pohybuje mezi jednotlivými svozy i lokalitami kolem průměrných hodnot s určitou směrodatnou odchylkou. Složení i variabilita SKO závisí na charakteru zástavby i roční době. Modelování proběhlo

pomocí upravené metody Monte-Carlo (Baccou et al., 2008), kde jsou pomocí pravděpodobnostní funkce (např. normální statistické rozdělení) měněny náhodně individuální kvantify SKO vznikající u jednotlivých zdrojů, což jednoduše umožňuje LINGO 12. Tak je zkoumáno, jak se nejistoty ve složení a množství odpadu šíří modelem do výstupů. Po provedení určitého počtu náhodných výpočtů (100 a více) lze získat střední hodnotu účelové funkce (v tomto případě agregovaných emisí skleníkových plynů, CO₂ekv.), ale i určit rozptyl kolem této hodnoty. V závislosti na scénáři se ukazuje, že směrodatná odchylka agregovaného výstupu je nižší než u vstupu (složení SKO), takže např. 20% nejistota složení směsného odpadu se projeví cca 10% nejistotou určení agregovaných emisí.

Zajímavý je i podíl dopravních emisí v různých scénářích. U „nejhorší varianty“, kdy skládkový plyn volně emituje do ovzduší, je podíl dopravních emisí CO₂ méně než 1%. Tento podíl roste s rostoucím stupněm oxidace skládkového metanu na oxid uhličitý (biooxidace, fléry nebo energetické využití) a dále se snižuje s podílem kompostování až na cca 3–5%. Zde je nutné znovu poznamenat, že orientační emisní faktory pro metanizaci byly získány z literatury (Havránek, 2001) a nemusí vždy odpovídat české realitě.

Posledním problémem, který byl v této fázi modelování řešen (Nondek 2010c), je možnost shlukování malých sídel, respektive jejich přiřazování k sídlům větším. V České republice je přes 6 200 obcí, z toho má 22% více než 1 000 obyvatel a 43% více než 500 obyvatel. V modelovaném území má 25 obcí více než 500 obyvatel. Pokud jsme vzali těchto 25 obcí a úměrně jejich velikosti jsme připočítali cca 25% odpadu generovaného malými obcemi, pak vzniklá chyba ve výpočtu emisí vzhledem k referenčnímu scénáři (dopravní matice pro všech 110 obcí) byla 22%. Pokud jsme shlukování prováděli podle pravidla „přičti k nejbližší obci s více než 500 obyvateli“, pak vzniklá chyba byla asi 5%. Pokud jsme vytvářeli shluky těchto obcí, jejichž vzdálenost je menší než 5 km podle pravidla „přičti k většímu sousedovi a spočti vážený průměr frakcí B,F,M a I“, pak chyba vzniklá shlukováním byla méně než 1%. Shlukování redukuje velikost databáze a umožňuje užívat nižší (a také levnější) verzi optimalizačního nástroje LINGO.

Model je aplikovatelný na systémy integrovaného nakládání se směsným odpadem na okresní/krajské úrovni, pro posuzování variant EIA, provádění studií SEA, pro územní plánování nebo jako podklad pro LCA. V této fázi je model formulován na úrovni materiálových toků a emisí, nikoliv jako optimalizační model energetický nebo nákladový. Základním problémem je dostupnost dat týkajících se nejen parametrů jednotlivých zařízení (v tomto případě provozní kapacity a emisní faktory zařízení), ale zejména neurčitosti množství a složení směsného odpadu na úrovni zdrojů (původců SKO).

Celý model je popsán včetně kódu a testovacího příkladu (Nondek 2010a, 2010c). Praktické využití modelu závisí na dostupnosti dat (emisní faktory, jednotkové náklady apod. platné pro Českou republiku). Vzhledem k výhodným vlastnostem algebraického jazyka LINGO lze optimalizační část modelu upravit tak, aby bylo možné modelovat i složitější schémata materiálových toků mezi zdroji a zařízeními, příp. větší počet složek SKO.

6.4.4 Využití stochastického programování při optimalizaci provozních kapacit zařízení

Lineární programování (LP) je využíváno k optimalizaci integrovaných systémů nakládání se směsným odpadem. Tyto modely jsou obvykle konstruovány jako deterministické, tj. jako vstupní proměnné a parametry jsou zadávány nejlepší odhady a model poskytuje jedinou sadu optimalizovaných výstupů (závisle proměnné). Příklad takového modelu i s literaturou věnovanou aplikaci LP a celočíselného programování (IP) v oblasti řízení odpadového hospodářství jsme uvedli v předcházejícím textu. Problém deterministických modelů spočívá v tom, že nedávají žádnou informaci o tom, jak nejistoty vstupních dat ovlivní výstupy modelování. Například při optimalizaci kapacit zařízení (spalovna, provozní jednotka mechanicko-biologického zpracování, kompostárna, třídící linka apod.) se nebere zřetel na proměnlivou kvantitu nebo složení zpracovávaného odpadu, kolísání cen energie, kolísání poptávky po druhotných surovinách, kompostu apod.

Promítnutí nejistot vstupních parametrů a jejich šíření modelem umožňuje stochastické programování (Kall a Wallace, 1994; Birge a Louveaux, 1997), které modeluje rozhodovací proces probíhající za nejistoty. V oblasti nakládání s odpady aplikovali stochastické programování Maqsood a Huang (2003) jako dvoustupňový rozhodovací proces. Výsledek je konvertován do deterministického modelu sloužícího ke stanovení spodní a horní hranice ekonomicky přijatelných řešení. Yanpeng Cai et al. (2007) a dále He a Huang (2008) vyvinuli dvousložkový optimalizační model, který generuje různé strategické scénáře kombinací fuzzy (mlhavého) a stochastického programování. Některé okrajové podmínky jsou zadávány jako mlhavý (fuzzy) interval a optimální řešení je hledáno pro hybridní kombinaci náhodných veličin s určitým statistickým rozdělením a veličin charakterizovaných mlhavými intervaly. Model byl ověřován na hypotetickém příkladu optimalizace regionálního systému nakládání s komunálním odpadem (KO).

Popsané modely byly vyvinuty jako součást operačního výzkumu a nejsou komerčně dostupné. Praktickou dostupnost stochastického programování výrazně zpřístupnila nová verze komerčního softwarového nástroje LINGO 12 vhodného pro LP, IP a nelineární programování (NLP). Tato verze dovoluje modelovat vícestupňové

rozhodovací procesy za nejistoty (Kall a Wallace, 1994; Birge a Louveaux, 1997). Optimalizační problém je obvykle řešen ve dvou stupních (stages):

Stupeň 0, kde se deterministicky optimalizuje kapacita na základě nejlepších odhadů vstupních veličin (dlouhodobé průměry),

Stupeň 1, ve kterém nejprve proběhne modelování náhodných procesů a jejich vlivu na deterministicky získaný odhad (konstrukce množiny přípustných řešení). Stupeň je zakončen rekurzivním rozhodnutím, kterým se upraví výchozí odhad.

Stochastický proces může být buď popsán sadou scénářů, které jsou charakterizovány pravděpodobnostmi jejich naplnění, nebo statistickým rozdělením náhodné veličiny, např. normální rozdělení s příslušnou střední hodnotou a rozptylem (LINDO Systems Inc., 2009). Z nich je konstruována množina diskrétních řešení optimalizační úlohy. V případě statistického rozdělení se pomocí Monte-Carlo vzorkování zpracuje zadaný počet optimalizačních úloh s náhodně generovanými nezávisle proměnnými. Vzorkování se provádí metodou tzv. latinských čtverců (LINDO Systems Inc., 2009).

Stochastickým programováním se řeší např. rozhodovací úlohy, ve kterých se optimalizují produkční kapacity a jejich prostorová rozmístění (alokační úlohy), distribuční sítě (kolísající odběr v jednotlivých koncových bodech), skladové kapacity (kolísají ceny surovin i objem výroby), složení investičních portfolií, průchodnost dopravní sítě apod. V případě nakládání s odpady lze tuto techniku aplikovat nejen na projektování, ale i u EIA navrhovaných projektů. To znamená, že je možné kombinovat analýzu životního cyklu (LCA) s výsledky ekonomického optimalizačního modelování a porovnat deterministickou variantu s výsledkem stochastického modelování.

Nondek (2010d) ukázal na jednoduchém příkladu možnost stochastického programování realizovaného pomocí řešitele LINGO 12 (Lindo Systems Ltd.). V algebraickém programovacím jazyce LINGO je možné vytvářet dobře škálovatelné modely relativně složitých odpadových systémů (zdroje odpadu – transportní systém – soubor zařízení). V takovém případě model umožňuje v mezo-měřítku odhadnout zásahy regulátora (např. změny poplatků za skládkování nebo spalování), které by měly vést k požadovaným environmentálním efektům při co nejnižších společenských nákladech. Model, který byl publikován (Nondek, 2010d), lze popsat sadou okrajových a bilančních podmínek (32)–(34), podmínkou nezápornosti odpadových toků (35) a vztahem pro účelovou funkci MIN, jejíž pomocí hledáme minimum celkových nákladů pro systém integrovaného nakládání s odpady tvořený zařízeními, $INST(i)$, a zdroji odpadu, $SOURCE(j)$:

$$\sum_j Y(i,j) \leq X(i) \quad \forall \text{ zdroje} \quad (32)$$

$$\sum_i Y(i,j) = WASTE(j) \quad \forall \text{ zařízení} \quad (33)$$

$$\sum_j Y(i,j) \leq TCAP(i) \quad \forall \text{ zdroje} \quad (34)$$

$$Y(i,j) \geq 0 \quad \forall \text{ zdroje, zařízení} \quad (35)$$

$$\begin{aligned} \text{MIN} = & \sum_i (\text{COSTFIX}(i) + \text{COSTINV}(i) * X(i)) + \\ & \sum_i \sum_j (\text{COSTOP}(i) + \text{COSTTRAN}(j) * \text{TRANDIST}(i,j)) * Y(i,j) \end{aligned} \quad (36)$$

$\forall \text{ zdroje, zařízení}$

- $Y(i,j)$ je množství odpadu (hmotové jednotky, hj) alokované ze zdroje j do zařízení i za časovou jednotku ($hj/\text{čas}$),
- $X(i)$ je optimalizované množství odpadu přijaté zařízením i za tuto časovou jednotku ($hj/\text{čas}$),
- $\text{COSTINV}(i)$ investiční náklady v peněžních jednotkách (pj) pro $\text{INST}(i)$ vztažené na přijatou jednotku odpadu (pj/hj),
- $\text{COSTOP}(i)$ provozní náklady $\text{INST}(i)$ na přijatou jednotku odpadu (pj/hj),
- $\text{COSTFIX}(i)$ fixní náklady při provozu $\text{INST}(i)$ v $pj/\text{čas}$,
- $\text{COSTTRAN}(j)$ jednotkové náklady za dopravu odpadu ($pj/(hj.km)$),
- $\text{TRANDIST}(i,j)$ matice dopravních vzdáleností mezi zdroji a zařízeními (např. km),
- $\text{TCAP}(i)$ maximální technická kapacita zařízení ($hj/\text{čas}$),
- $\text{WASTE}(j)$ je náhodně proměnlivé množství odpadu generované $\text{SOURCE}(j)$ za časovou jednotku ($hj/\text{čas}$).

Výstavba SP modelu probíhá v prostředí LINGO jako sekvence čtyř kroků:

1. Sestavení základního deterministického optimalizačního modelu (core model), viz vztahy (1) až (5).
2. Určení proměnných pro počáteční a rekurzni rozhodnutí.
3. Určení náhodných proměnných.
4. Deklarace statistického rozdělení náhodných proměnných, kdy užity mohou být buď uživatelem definované tabulky hodnot proměnných s pravděpodobnostmi z nich vycházejících scénářů, anebo statistické distribuční funkce a pomocí nich náhodně generované scénáře (LINGO 12 umožňuje deklarovat 22 statistických rozdělení).

Stochastická část modelu je realizována tím, že proměnná $X(j)$, což je optimalizovaná technická kapacita zařízení, je deklarována jako rozhodovací proměnná (stupeň 0) a množství odpadu vznikající ve zdroji j , $WASTE(j)$ je deklarováno jako náhodná veličina se střední hodnotou $MEANWASTE(j)$ a směrodatnou odchylkou $SD(j)$. Pro stupeň 1 je nutné zvolit požadovaný počet náhodně generovaných scénářů za předpokladu, že $WASTE(j)$ nejsou vzájemně korelovány, tj. náhodné kolísání množství vzniklého odpadu v každém zdroji nezávisí na chování ostatních zdrojů.

Závěrem je možné konstatovat, že stochastické modelování umožňuje realistický popis systému tvořeného variabilními zdroji odpadu a vzájemně se lišícími zařízeními (poloha, kapacita, náklady), které tento odpad přijímají (sklárky, spalovny, jednotky mechanicko-biologického zpracování). Ekonomický model alokace odpadů mezi sadou zdrojů a zařízení je vytvořen jako jednoduchá verze demonstující princip stochastického programování (Nondek, 2010d). Lze jej rozšiřovat o další okrajové podmínky, jako např. limitní technické kapacity zařízení, nebo o další stochastické proměnné (např. kolísající složení odpadu, pokud je koncipován jako vícesložkový). Model je snadno škálovatelný, např. na úroveň NUTS 2 nebo na národní úroveň. Hranice škálovatelnosti ovšem záleží na použité komerční verzi programu LINGO 12, pro který je model vytvořen v jazyce LINGO. Stochastický alokační model může také poskytovat výstupy do LCA, kdy je možné v dalším kroku posoudit environmentální dopady různých ekonomických scénářů. V následujícím odstavci přinášíme krátký přehled dalších typů rozhodovacích modelů, které mohou být využity v nakládání s SKO.

6.4.5 Rozhodovací modely aplikované na nakládání s SKO

Morissey a Browne (2004) přinášejí přehled různých programových nástrojů, které mimo jiné také našly uplatnění při výběru optimální varianty integrovaného systému nakládání s SKO. Velkou roli hrají rozhodovací nástroje, které jsme přehledně uvedli v Kap. 2.12. Tyto většinou komerční nástroje jsou založeny na metodě AHP (Saaty, 1980), která vychází z párového srovnávání alternativ podle kritérií, jejichž váha je stanovena obdobným způsobem. Nejprve se tedy vyberou kritéria, procesem párového porovnávání se jim přiřadí váhy. V druhém kroku se obdobným porovnáním rozhodne mezi alternativními scénáři, kritérium po kritériu. Metodu AHP je možné kombinovat s Delphi metodou vyvinutou pro kolektivní expertní hodnocení.

Vícekritériálním rozhodováním při výběru nevhodnější alternativy nakládání s potravinářským odpadem se zabývají Hung et al. (2007) nebo při hledání nejlepší lokality pro nové zařízení (Alidi, 1996; Chang a Wang, 1996; Chang a Wei, 1997). Metoda AHP byla uplatněna při řešení optimalizačních úloh odpadového

hospodářství např. Haastрупem et al. (1998) nebo Chiou a Tzengem (2002). Je možné také užít minimax nebo maximax skórovací metodu (outranking), viz např. Brans a Vincke (1985), Roy (1991) nebo Geldermann et al. (2000). Těmito metodami se posuzují slabé stránky navržených řešení a hledá se dostatečně robustní řešení.

Jako alternativní je možné užívat metodu ELECTRE nebo její pozdější modifikace (Rogers a Bruen, 1998). Další technika, která je v rozhodovacích procesech užívána, vychází z MAUT (Multiattribute Utility Theory; Keeney a Raiffa, 1976). Práce Karagiannidise a Moussiopoulose (1997) může sloužit jako příklad aplikace metody ELECTRE při výběru optimální varianty nakládání s SKO ve velkém městě (Athény). Další informace o výše popsaných rozhodovacích modelech jsme přinesli v obecném úvodu do environmentálního modelování.

6.5 Závěr

Závěrem tohoto přehledu modelů užívaných a dále vyvíjených pro sektor odpadů je nutné konstatovat, že kromě LCA (Kočí a Krečmerová, 2010) a modelu WIO (Vlčková et al., 2004) není v České republice na praktické úrovni užíván žádný standardní model popsaný v předcházejícím textu. V rámci projektu SP/4h1/147/08 jsme vyvinuli optimalizační model alokace materiálových proudů v integrovaném systému nakládání s SKO, nicméně další vývoj tohoto nebo podobného modelu je značně náročný a je obvykle prováděn větším týmem nebo týmy několika specializovaných pracovišť. Model byl prezentován odborné veřejnosti (Nondek; 2010a, 2010b), protože bez aktivní participace uživatelů podobné modely nelze vyvíjet.

Dalším modelem, který byl v této studii diskutován, je Markovovský model vzniku vybraných spotřebních odpadů, který vychází z modelu „obnovy selhávajících jednotek“. Domníváme se, že model demonstruje vliv opravitelnosti (možnosti údržby) mnoha výrobků nebo jejich částí (ledničky, pračky, elektronika, PC, mobilní telefony, baterie apod.). Pokud bude převládat dovoz nekvalitních a neopravitelných, byť levných výrobků z Číny a obdobných trhů, pak k politicky deklarované prevenci vzniku odpadu nedojde. Naopak, objem určitých složek SKO bude narůstat.

Posledním modelem popsaným na konceptuální úrovni je WIO model vzniku domácnostního odpadu (hlavní složka SKO). Vývoj tohoto modelu, který je možné po vyřešení koncepčních a výpočetních problémů užít k predikci množství a složení SKO, závisí na dostupnosti dat. Model byl testován na souboru dat získaných z opakovaných analýz SKO ze zástavby sídlištního typu (rok 2001–2002). Vychází se z celé řady předpokladů, které není možné s dostupnými daty ověřit, zejména distribuci domácností dle příjmových decilů.

Seznam literatury

- ADACHI, Y. Application of Markov Chain Model to Calculate the Average Number of Times of Use of a Material in Society. An Allocation Methodology for Open-Loop Recycling. Part 2: Case Study for Steel. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2007, Vol. 12, p. 34–39.
- ALAN, G., HANLEY, N. D., MCGREGOR, P. G., SWALES, J. K., TURNER, K. R. An Extension and Application of the Leontief Pollution Model for Waste Generation and Disposal in Scotland, research paper [online]. University of Strathclyde, c2004 [cit. 2010]. Dostupné z: <<http://www.iioa.org/pdf/Intermediate-2004/396.pdf>>.
- ALIDI, A. A multiobjective optimization model for the waste management of the petrochemical industry. *Appl. Math. Modelling*, 1996, Vol. 20, p. 925–933.
- AMLINGER, F., PEYR, S., CUHLS, C. *Waste Management and Research*, 2008, Vol. 26, p. 46–60.
- ARROUS, J. The Leontief Pollution Model: A Systematic Formulation. *Economic Systems Research*, 1994, Vol. 5, No. 1, p. 105–108.
- BACCOU, J., CHOJNACKI, E., MERCAT-ROMMENS, C., BAUDRIT, C. Extending Monte Carlo Simulations to Represent and Propagate Uncertainties in Presence of Incomplete Knowledge: Application to the Transfer of Radionuclide in the Environment. *J. Environ. Engineering*, 2008, Vol. 134, p. 362–368.
- BAETZ, B. W. Trash management: Sizing and timing decisions for incineration and landfill facilities. *Interfaces*, 1989, Vol. 19, No. 6, p. 52–61.
- BARLISHEN, K. D., BAETZ, B. W. Development of a decision support system for municipal solid waste management systems planning. *Waste Management Res.*, 1996, Vol. 14, p. 71–86.
- BEIGEL, P., LEBERSORGER, S., SALHOFER, S. Modelling municipal solid waste generation: A review. *Waste Management*, 2008, Vol. 28, p. 200–214.
- BENEŠOVÁ, L., KOTOULOVÁ, Z., KŘEČKOVÁ, K. Sledování skladby TKO ve vybraných typech zástavby. *Odpady*, 2001, Vol. 5, p. 87–90.
- BERGER, C., SAVARD, G., WIZERE, A. EUGENE: an optimisation model for integrated regional solid waste management planning. *International Journal of Environment and Pollution*, 1999, Vol. 12, p. 280–307.
- BIRGE, J. R., LOUVEAUX, F. *Introduction to Stochastic Programming, Series in Operations Research and Financial Engineering*. New York: Springer Inc., 1997.
- BJORKLUND, A. *Environmental Systems Analysis Waste Management with Emphasis on Substance Flow and Environmental Impact, Licentiate Thesis*. Stockholm: Stockholm University of Technology, 1998.
- BRANS, J. P., VINCKE, P. A preference ranking organization method: PROMETHEE method for MDCM. *Management Sci.*, 1985, Vol. 31, p. 647–656.
- BRIDGWATER, A. V. Refuse Compositions Projections and Recycling Technology. *Resources and Conservation*, 1986, Vol. 12, p. 159–174.

- BRUVOLL, A., IBENHOLT, K. Future Waste Generation, Forecasts on the Basis of a Macroeconomic Model. *Resources, Conservation and Recycling*, 1997, Vol. 19, p. 137–149.
- COLLINS, L. *An Introduction to Markov Chain Analysis, Concepts and Techniques in Modern Geography No. 1*. London: Institute of British Geographers, 1975.
- COSTI, P., MINCIARDI, R., ROBBA, M., ROVATTI, M., SACILE, R. An environmental sustainable decision model for urban solid waste management. *Waste Management*, 2004, Vol. 24, p. 277–295.
- DE FEO, G., MALVANO, C. The use of LCA in selecting the best MSW management system. *Waste Management*, 2009, Vol. 29, p. 1 901–1 915.
- EEA (2003): Assessment of information related to waste and material flows – a catalogue of methods and tools, Tech. Report No. 96 [online]. c2003 [cit. 2010].
Dostupné z: <http://www.eea.europa.eu/publications/technical_report_2003_96>.
- EKVALL, T., ASSEFA, G., BJORKLUND, A., ERIKSSON, O., FINNVEDEN, G. What life-cycle assessment does and not do in assessments of waste management. *Waste Management*, 2007, Vol. 27, p. 989–996.
- ENGLEHARDT, J. D., LUND, J. R. Economic analysis of recycling for small municipal waste collectors. *J. Resour. Management Technol.*, 1990, Vol. 18, p. 84–96.
- ERIKSSON, O., FROSTELL, B., BJORKLUND, A., ASSEFA, G., SUNDQVIST, J. O., GRANATH, J., CARLSSON, M., BAKY, A., THYSELIUS, L. ORWARE-a simulation tool for waste management. *Resources, Conservation and Recycling*, 2002, Vol. 36, p. 287–307.
- FERRELL, W., HIZLAN, H. South Carolina Counties use a mixed-integer programming-based decision support tool for planning municipal solid waste management. *Interfaces*, 1997, Vol. 27, No. 4, p. 23–34.
- FIORUCCI, P., MINCIARDI, R., ROBBA, M., SACILE, R. Solid waste management in urban areas development and application and application of a decision support system. *Resources, Conservation and Recycling*, 2003, Vol. 37, p. 301–328.
- GELDERMANN, J., SPENGLER, T., RENTZ, O. Fuzzy outranking for environmental assessment, Case study: iron and steel making industry. *Fuzzy Sets and Systems*, 2000, Vol. 115, p. 45–65.
- GEYER, C. Introduction to Markov Chain Monte Carlo [online]. University of Minesota, c2003 [cit. 2010]. Dostupné z: <<http://www.stat.umn.edu/geyer/mcmc>>.
- GOODMAN, R. *Introduction to Stochastic Models*. 2nd ed. N. Y.: Dover Publication, 2006.
- GOTTINGER, H. W. A computational model for solid waste management with application. *Eur. J. Oper. Res.*, 1988, Vol. 35, p. 350–364.
- HAASTRUP, P., MANIEZZO, V., MATTARELLI, M., RINALDI, F. M., MENDEZ, I., PARUCCINI, M. A decision support system for urban waste management. *Eur. J. Oper. Res.*, 1998, Vol. 109, p. 330–431.
- HACKL, A., MANSCHLITZ, G. Role of Waste Management with Regard to Climate Protection: a case study. *Waste Management and Research*, 2008, Vol. 26, p. 5–10.
- HARRISON, K. W., DUMAS, R. D., NISHTALA, S. R., BARLAZ, M. A. A life-cycle inventory model of municipal solid waste combustion. *J. Air Waste Manag. Assoc.*, 2000, Vol. 50, p. 993–1 003.

- HARRISON, K. W., DUMAS, R. D., SOLANO, E., BARLAZ, M. A., BRILL, E. D., RANJITHAN, S. Decision support tool for life-cycle-based solid waste management. *J. Comput. Civ. Eng.*, 2001, Vol. 15, p. 44–58.
- HAVRÁNEK, M. *Emise skleníkových plynů ze sektoru odpadu v České republice, diplomová práce*. Praha: UK Praha, Ústav pro životní prostředí, ČHMÚ, 2001.
- HAVRÁNKOVÁ, V., KOTOULOVÁ, Z., VEJNAR, P. Komunální odpady. *Planeta*, 2005, Vol. 11, Praha: MŽP, 2005.
- HE, L., HUANG, G. H. Optimization of regional waste management systems based on inexact semi-infinite programming. *Can. J. Civil Eng.*, 2008, Vol. 35, No. 9, p. 987–998.
- HIROYUKI, Y., YASUNARI, M., ICHIRO, D., YOSHIHIRO, A. Application of the Markov Chain Model for Analyzing the Average Number of Times of Use of Wood Pulp in Japan. *Journal of the Japan Society of Waste Management Experts*, 2006, Vol. 17, p. 313–321.
- HŘEBÍČEK, J., HEJČ, M., SOUKOPOVÁ, J. *Analýza nákladových a cenových vztahů v odpadovém hospodářství (OH) ČR a návrh efektivní intenzity podpory v rámci oblasti podpory 4.1 OPŽP, zejména pro projekty realizace zařízení pro energetické využívání odpadu (EVO) a mechanicko-biologické úpravy odpadů (MBÚ) včetně úpravy kotlů pro spalování, studie a excelový kalkulátor pro MŽP*. Brno: Eko-Management s.r.o., 2009.
- HU, G., BIDANDA, B. *Modeling Sustainable Product Lifecycle Decision Support Systems*. 19th Intl. Conf. Product. Research. Valparaiso, Chile, June 2007.
- HUNG, M.-L., MA, H., YANG, W. A novel sustainable decision making model for municipal waste management. *Waste Management*, 2007, Vol. 27, p. 209–219.
- CHANG, N., WANG, S. F. Solid waste management system analysis by multiobjective mixed integer programming model. *J. Environ. Eng.*, 1996, Vol. 48, p. 17–43.
- CHANG, N., WANG, S. F. (1997a) A fuzzy goal programming approach for the optimal planning of metropolitan solid waste management systems. *Eur. J. Oper. Res.*, 1997, Vol. 99, p. 303–321.
- CHANG, N., WANG, S. F. (1997b) Integrated analysis of recycling and incineration programs by goal programming techniques. *Waste Management Res.*, 1997, Vol. 15, p. 121–136.
- CHANG, N., LU, H. Y., WEI, Y. L. GIS technology for vehicle routing and scheduling in solid waste collection systems. *J. Environ. Eng.*, 1997, Vol. 123, p. 901–910.
- CHANG, N. B., WANG, S. F. Solid waste management systems analysis by multiobjective mixed integer programming model. *J. Environ. Management*, 1996, Vol. 48, p. 17–43.
- CHANG, N. B., WEI, Y. L. Strategic planning of recycling drop-off stations and collection network by multiobjective programming. *Environmental Management*, 1999, Vol. 24, p. 247–263.
- CHIOU, H. K., TZENG, G. H. Fuzzy multiple-criteria decision-making approach for industrial green engineering. *Environmental management*, 2002, Vol. 30, p. 816–830.
- CHOWDHURY, M. Searching quality data for municipal solid waste planning. *Waste Management*, 2009, Vol. 29, p. 240–247.
- IPCC, Ed. Penman, J. et al. *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories* [online]. IPCC, c2000 [cit. 2010]. Dostupné z: <<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gp/english/>>.

- JABLONSKÝ, J. *Operační výzkum, kvantitativní modely pro ekonomické rozhodování*. Praha: Professional Publishing, 2007.
- JACOBS, T. L., EVERETT, J. W. Optimal scheduling of consecutive landfill operations with recycling. *J. Environ. Eng.*, 1992, Vol. 118, p. 420–429.
- KALL, P., WALLACE, S. W. *Stochastic Programming* [online]. 2nd ed. c1994 [cit. 2010-04-10]. Dostupné z: <<http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.111.631&rep=rep1&type=pdf>>.
- KARAGIANNIDIS, A., MOUSSIOPOULOS, N. Case study: Application of ELECTRE III for the management of municipal solid waste in the greater Athens area. *Eur. J. Oper. Res.*, 1997, Vol. 97, p. 439–449.
- KEENEY, R., RAIFFA, H. *Decisions with Multiple Objectives: Preferences and Value Tradeoffs*. New York: Wiley, 1976.
- KOČÍ, V., KREČMEROVÁ, T. (2010a) *Waste Forum*, 2010, No. 1, p. 4–17.
- KOČÍ, V., KREČMEROVÁ, T., KOTOULOVÁ, Z. (2010b) *Waste Forum*, 2010, No. 3, p. 176–191.
- KONDO, Y., TAKASE, K., NAKAMURA, S. *Estimation of the Waste Input-output Table for Japan 1995, Toward an Economy of Waste*. Tokyo: Waseda University Press, 2002.
- KOTOULOVÁ, Z. In „*Intenzifikace sběru, dopravy a třídění komunálního odpadu*“, VaV/720/2/00. Praha: UK PŘF, Ústav pro životní prostředí, 2001.
- KOTOULOVÁ, Z. In „*Materiálové toky a nakládání s odpady, Výzkum v oblasti predikce budoucího vývoje v odpadovém hospodářství*“, VaV SL/7/102/05. Praha: UK PŘF, Ústav pro životní prostředí, 2007.
- KUEHLE-WEIDEMEIER, M. *Reduce; re-use, recycle – a global necessity, EU Waste management 2010, European waste management in the view of the waste framework directive*. Proceedings of Conference, Cologne, June 2010, p. 1–14.
- LEA, S. E. G., TARPY, R. M., WEBLEY, R. *Psychologie ekonomického chování*, překlad z angl. originálu [c1987]. Praha: Grada, 1994.
- LEONTIEF, W. Environmental Repercussions and the Economic Structure: An Input-Output Approach. *Review of Economic Statistics*, 1970, Vol. 52, p. 262–277.
- LEWBEL, A. *Engel Curves*, in *The New Palgrave Dictionary of Economics* [online]. Ed. Durlauf, S. N., Blume, L. E. 2nd ed. c2008 [cit. 2010]. Dostupné z: <www.dictionaryofeconomics.com>.
- LIEBMAN, J. C., MALE, J. W., WATHNE, M. Minimum cost in residential refuse vehicle routes. *J. Environ. Eng. Div., Am. Soc. Civ. Eng.*, 1975, Vol. 101, p. 399–412.
- LINDO SYSTEMS INC. *LINGO. The modelling language and optimizer, User's guide, Kap. 14* [online]. LINDO Systems Inc., c2009 [cit. 2010]. Dostupné z: <<http://www.lindo.com>>.
- LINDO SYSTEMS INC. *Manuál LINGO (User's Guide)* [online]. LINDO Systems Inc., c2009 [cit. 2010]. Dostupné z: <<http://www.lindo.com>>.
- LJUNGGREN, M., SUNDBERG, J. *A systems engineering approach to national solid waste management-case study*. Sweden: Energy Systems Technology, Chalmers Univ. of Technology, 1996.

- LJUNGGREN, M., SUNDBERG, J. *Linking two modeling approaches for the strategic municipal waste management planning. The MIMES/Waste model and LCA*. Proc. of the Air and Waste Management Association, 90th Annual Meeting and Exhibition. Toronto, June 1997.
- LUND, J. R. Least-cost scheduling of solid waste recycling. *J. Environ. Eng.*, 1990, Vol. 116, p. 182–197.
- LUND, J. R., TCHOBANOGLOUS, G., ANEX, R. P., LAWVER, R. A. Linear programming for analysis of material recovery facilities. *J. Environ. Eng.*, 1994, Vol. 120, p. 1 082–1 094.
- LUPTACIK, M., BÖHM, B. A Consistent Formulation of the Leontief Pollution Model. *Economic Systems Research*, 1999, Vol. 11, No. 3, p. 263–275.
- MAQSOOD, I., HUANG, G. H. A two-stage interval-stochastic programming model for waste management under uncertainty. *J. Air Waste Manag. Assoc.*, 2003, Vol. 53, No. 5, p. 540–552.
- MCDougall, F. R., WHITE, P. R., FRANKE, M., HINDLE, P. *Integrated Solid Waste Management: A Life Cycle Inventory* (s LCA modelem na CD) [online]. 2nd ed. Procter & Gamble Technical Centres Limited, c2001 [cit. 2010].
Dostupné z: <<http://onlinelibrary.wiley.com/book/10.1002/9780470999677>>.
- MGAYA, P., NONDEK, L. Disposal frequencies of selected recyclable wastes in Dar es Salaam. *Waste Management*, 2004, Vol. 24, No. 9, p. 927–933.
- MORIGUCHI, Y. J. *Mater. Cycle. Waste Manag.*, 1999, No. 1, p. 2–9.
- MORRISSEY, A. J., BROWNE, J. Waste management models and their application to sustainable waste management. *Waste Management*, 2004, Vol. 24, p. 297–308.
- NAKAMURA, S. *The waste input-output table for Japan 1995* [online]. School of Political Science and Economics, Waseda University, c2003 [cit. 2010].
Dostupné z: <<http://www.f.waseda.jp/nakashin>>.
- NAKAMURA, S., KONDO, Y. Input-output analysis of waste management. *J. Ind. Ecol.*, 2002, Vol. 6, No. 1, p. 39–64.
- NAVARRO-ESBRÍ, J., DIAMADOPOULOS, E., GINESTAR, D. Time series analysis and forecasting techniques for municipal solid waste management. *Resources, Conservation and Recycling*, 2002, Vol. 35, No. 3, p. 201–214.
- NONDEK, L. (2010a) Optimalizační model integrovaného nakládání se směsným komunálním odpadem. *WASTE FORUM*, 2010, No. 3, p. 167–175.
- NONDEK, L. (2010b) *Optimization model of integrated waste management*. EU Waste Management 2010, European waste management in the view of the waste framework directive. Conference Proceedings. Cologne, June 2010, p. 86–97.
- NONDEK, L. (2010c) *Modelování v oblasti odpadového hospodářství, závěrečná zpráva spoluřešitele k Projektu VaV SP/4h1/147/08*. Praha: MŽP, CENIA, 2010.
- NONDEK, L. (2010d) Využití stochastického programování při optimalizaci provozních kapacit zařízení v systému integrovaného nakládání s odpady. *WASTE FORUM*, 2010, No. 5, p. 484–490.

- ORDÓÑEZ-PONCE, E., SAMARASINGHE, S., TORGERSON, L. *A Model for Assessing Waste Generation Factors and Forecasting Waste Generation using Artificial Neural Networks: A Case Study of Chile*. Proceedings of 'Waste and Recycle 2004' Conference. Fremantle, Australia, September 2004, p. 1–11.
- POWELL, J. The evaluation of waste management options. *Waste Management Res.*, 1997, Vol. 14, p. 515–526.
- POWELL, J., CRAIGHILL, A., BRISSON, I. *The lifecycle assessment and valuation of waste management options: A UK study*. Proc. Air and Waste Management Association, 89th Annual Meeting and Exhibition. Nashville, Tennessee, June 1996.
- PRAIS, S. J., HOUTHAKKER, H. S. *The Analysis of Family Budgets* (2nd ed., 1971). Cambridge: Cambridge University Press, 1955.
- RICHARDSON, R. A., HAVLICEK, J. JR. *Souther Journal of Agric. Econom.*, 1974, Vol. 6, p. 143–155.
- RICHARDSON, R. A., HAVLICEK, J. JR. *Journal of Environmental Economics and Management*, 1978, Vol. 5, No. 1, p. 103–111.
- ROBERT, C. P., CASELLA, G. *Monte Carlo Statistical Methods*. 2nd ed. New York: Springer, 2004.
- ROGERS, M., BRUEN, M. Choosing realistic values of indifference, preference and veto thresholds for use of environmental criteria with ELECTRE. *Eur. J. Oper. Res.*, 1998, Vol. 107, p. 542–551.
- ROTZ, W., FALK, E., JOSHEE, A. *A Comparison of Random Number Generators Used in Business – 2004 Update* [online]. ASA, Proceedings of the Joint Statistical Meetings, Section on Computational Statistics, c2004 [cit. 2010]. Dostupné z: <<http://www.amstat.org/sections/srms/Proceedings/y2004/files/Jsm2004-000710.pdf>>.
- ROY, B. The outranking approach and the foundations of ELECTRE methods. *Decision Theory*, 1991, Vol. 31, p. 49–73.
- RTI INTERNATIONAL. Evaluation of Existing Municipal Solid Waste/ Life Cycle Assessment Tools [online]. c2007 [cit. 2007-11-05]. Dostupné z: <<http://www.calrecycle.ca.gov/Climate/Organics/LifeCycle/LCAToolEval.pdf>>.
- SAATY, T. L. *The analytic hierarchy process*. New York: McGraw Hill, 1980.
- SCHICHL, H. (2010): *Mathematical Modeling and Global Optimization, Habilitationsschrift* [online]. Cambridge University, c2010 [cit. 2010]. Dostupné z: <<http://www.mat.univie.ac.at/~herman/papers.html>>.
- SCHRAGE, L., et al. *Optimisation Modeling with LINGO*. 6th ed. Lindo Systems Ltd., 2006.
- SOLANO, E. *Integrated solid waste management alternatives in consideration of economic and environmental factors: A mathematical model and development and evaluation*. PhD dissertation. N. C., North Carolina State Univ. Dept. of Civil Engineering, 1999.
- SOLANO, E., DUMAS, R. D., HARRISON, K. W., RANJITHAN, S., BARLAZ, M. A., BRILL, E. D. Life cycle-based solid waste management. II: Illustrative applications. *J. Environ. Eng.*, 2002, Vol. 128, p. 993–1 005.

- SOLANO, E., RANJITHAN, R. S., BARLAZ, M. A., BRILL, E. D. Life-Cycle-based Solid Waste Management. I Model Development. *J. Environ. Eng*, 2002, Vol. 128, p. 981–992.
- STYPKA, T. *Model IWM-1 as a tool of sustainable development* [online]. Proceedings of Polish-Swedish seminars. Integration and optimisation of urban sanitation systems. E. Plaza, E. Levlin (Editors). Cracow, March 2005. c2005 [cit. 2010].
Dostupné z: <www.lwr.kth.se/Forskningsprojekt/Polishproject/rep12/StypkaSt.pdf>.
- STYPKA, T., FLAGA, A. *Application of the integrated waste management model (IWM-1) into the decision process* [online]. Proceedings of Polish-Swedish seminars. Integration and optimisation of urban sanitation systems. E. Plaza, E. Levlin (Editors). Cracow, March 2005. c2005 [cit. 2010].
Dostupné z: <www.lwr.kth.se/forskningsprojekt/Polishproject/.../Stypka14p73.pdf>.
- SUH, S., NAKAMURA, S. *J. LCA*, 2007, Vol. 12, No. 6, p. 351–352.
- SUNDQVIST, J. O. *Case studies on WM in Sweden* [online]. IVL Swedish Environmental Research Institute, Stockholm. c2010 [cit. 2010]. Dostupné z: <<http://www.docstoc.com/docs/43745337/Case-Studies-on-Waste-Management-in-Sweden>>.
- SYROVÁTKA, P. Exponential model of Engel curve: Application within the income elasticity of the Czech households' demand for meat and meat products. *Agric. Eco. – Czech*, 2007, Vol. 9, p. 411–420.
- USEPA. *Adjusting Waste Generation. Appendix H: Methodology to calculate waste generation based on previous years*. USEPA, 1997.
- VERSMANN, A. *The new waste framework directive and next steps in EU waste policy, EU Waste management 2010, European waste management in the view of the waste framework directive*. Proceedings of Conference. Cologne, June 2010, p. 27–38.
- VLČKOVÁ, J., ANDRT, A., BENEŠ, D., DRÁPALOVÁ, L., JIRKOVSKÁ, V., PŠENIČKOVÁ, A., SLAVÍK, J., VIKTOROVÁ, D. *Modely produkčních a odbytových bilancí pro vybrané toky odpadů v komparaci s návržením nástrojového mixu k podpoře prevence vzniku a materiálového využití odpadů*, VaV 1C/7/41/04. Praha: MŽP, IREAS, 2004.
- WANG, F. S. Deterministic and stochastic simulations for solid waste collection systems – A SWIM approach. *Environmental Modelling and Assessment*, 2001, Vol. 6, p. 249–260.
- WEINZETTEL, J. *Posuzování životního cyklu (LCA) a analýza vstupů a výstupů (IOA): vzájemné propojení při získávání nedostupných dat*, disertační práce. Praha: ČVUT, 2008.
- WEITZ, K., BARLAZ, M. A., RANJITHAN, S., BRILL, E. D., THORNELOE, S. A., HAM, R. Life cycle management of municipal solid waste. *Int. J. Life Cycle Assessment*, 1999, No. 4, p. 195–201.
- WINKLER, J., BILITEWSKI, B. Comparative evaluation of life cycle assessment models for solid waste management. *Waste Management*, 2007, Vol. 27, p. 1 021–1 031.
- YANPENG, C. I., HUANG, G. H., NIE, X. H., LI, Y. P., TAN, Q. Municipal Solid Waste Management Under Uncertainty: A Mixed Interval Parameter Fuzzy-Stochastic Robust Programming Approach. *Environ. Eng. Sci.*, 2007, Vol. 24, No. 3, p. 338–352.
- YEOMANS, J. S. Application of Simulation-Optimization Methods in Environmental Policy Planning Under Uncertainty. *Environmental Informatics Archives*, 2006, No. 4, p. 167–185.

7 Závěr

Modelování a užití modelů jako nástrojů na podporu rozhodování v oblasti ochrany a managementu životního prostředí již dávno překročilo deterministické, specializované modely, které se zabývají úzce vymezenými problémy popsány z fyzikálně-chemického hlediska.

Převládá probabilistický přístup, modelované děje jsou často popisovány jako stochastické procesy. S klesajícími náklady na monitoring a výpočetní techniku se prosazují nejrůznější přístupy převzaté z operačního výzkumu (optimalizace, rozhodování). Zásadní je diskuze o vlivu nejistot na modelování, vlastnosti modelů se zkoumají analýzou umělých dat se známými parametry (trend, šum, cyklické chování). Prosazuje se vizuální statistika založená na nových možnostech zobrazování vícerozměrných dat.

Významným trendem je využívání metod operačního výzkumu, zejména v oblasti vícekritériálního rozhodování. Počet publikací i aplikačních zpráv exponenciálně roste s komerční dostupností nástrojů na podporu rozhodování (DSS), které se stále zdokonalují. V této oblasti jsou země EU15 a USA před dalšími zeměmi OECD, avšak počet aplikací DSS zejména v asijských zemích roste. Také Česká republika musí sledovat tento trend a moderní metody rozhodování za nejistoty užívat při složitých rozhodovacích úlohách. Dobře zdokumentované objektivizované rozhodování přispívá k transparentnosti a racionalitě rozhodovacích procesů, a tím také snižuje prostor pro korupci ve veřejné správě.

Všechny tyto metody, které jsou v zemích OECD využívány státní správou, vyžadují spolupráci mezi regulátorem a výzkumnou, vývojovou a konzultační sférou. Mezi novými členskými zeměmi Evropské unie a EU15 je v tomto ohledu značná mezera. Na druhou stranu, vzhledem k rostoucí složitosti modelů (konceptuální, matematické a výpočetní), je nebezpečnou iluzí předpokládat, že administrátoři sami mohou používat takové složité nástroje bez znalosti jejich podstaty a limitů jejich použití.

Proto byly navrženy zásady užívání DST/DSS včetně matematických modelů v resortu MŽP. V této oblasti jsou nutné nejen standardní „zásady dobré praxe“, ale měla by také být přijata koncepce rozvoje modelování v resortu, kde by měla být převzata zásada kvalifikovaného užívání validovaných modelů. To snižuje pravděpodobnost vzniku rozhodovacích chyb, které pramení z nesprávného užití modelů.

Při práci s matematickými modely prediktivního charakteru (tj. s modely simulujícími budoucí vývoj) a zejména při interpretaci získaných výsledků je nutná poměrně vysoká obezřetnost, a to z následujících důvodů:

- matematický model (i ten nejvíce sofistikovaný) je vždy pouze velmi přibližným a velmi zjednodušeným popisem reálného světa a je proto zatížen značnými nejistotami,
- nejistoty vznikají jednak v modelu samotném (nelineární procesy, kterých je v reálném světě naprostá většina, jsou velmi často popisovány lineárními vztahy), jednak v přijatých předpokladech o povaze budoucího vývoje, a konečně ve vstupních datech,
- nejistoty se výrazně zvyšují v případě komplexních modelů, kdy výsledky z jednoho modelu, zatížené nejistotou, vstupují do dalšího modelu a tento postup se několikrát opakuje,
- přesnost matematických modelů klesá s časovým horizontem; jestliže výsledky modelování v horizontu 5 až 20 let mohou poskytovat pravděpodobný obraz možného vývoje, modelování v horizontu 50–100 let již vzbuzuje zásadní pochybnosti, protože při současné dynamice vývoje jsou jakékoliv soudy o tak vzdáleném období prakticky nemožné.

I přes uvedená omezení je však zřejmé, že matematické modelování je jediným dostupným způsobem, jak získat alespoň částečnou představu o možném budoucím vývoji stavu hlavních složek životního prostředí i odhadu vlivů, které na toto prostředí působí.

Summary

The publication „Modelling in the Environment and its application,“ was one of the outputs of the R&D project of Ministry of the Environment SP/4h1/147/08 created during the years 2008–2010.

This publication responds to one of the main objectives of the project, which was to map the current practice of modeling the environment, when in various international and national organizations and institutions the projection of future values based on mathematical models and expert estimates are formulated (e.g., greenhouse gas emissions, conventional pollutants, the quantity of waste, quantity and quality of surface water).

The publication is to provide the professional public with an image of the current state of modeling in key areas of the environment, i.e. in the field of air and climate, water and water management, soil and agriculture, as well as in waste management. Publication has also in the introductory chapter which focuses on the issues of modeling in general - dealing with the general principles of the use of mathematical models and other computational tools to support decision making related to protecting the environment. Linked to this is the proposal for a „modeling good practice“, i.e. principles, whose implementation is expected to use mathematical models. These principles provide the conditions and rules that specify how to work with the models and interpretation of results obtained using models, in terms of the Czech Republic. The purpose is mainly to avoid the future adoption of wrong decisions based on the use of false (inadequate) models, bad data, layout of user models, such as those outside the scope of their applicability and interpretations made in error from modeling results.

In each chapter of the monitored environment, the authors focus on the classification and the methodological base of models and modeling techniques, including an overview of their practical use abroad, and especially in the Czech Republic, where both models shown are taken from abroad but have also domestically produced.

The processing of publications involves experts in the field of the application of the models in the environment - each of the main chapters present the mapping of the application of models in the main components of the environment and present the results of work of an author or team of authors in the field they are processed in. Therefore, due to the different processing, content and scope of each chapter, despite the common structural theme, the publication is designed as a material collection character.

The full version of the contributions of individual authors are listed in the Annexes – „Summary of the Final Project Report SP/4h1/147/08“, which is held in the library of the Ministry of the Environment.

Seznam použitých zkratek a akronymů

AAI	<i>Applied Analysis Incorporated</i>
ABM	zemědělský agentní model (<i>agent based model</i>)
AENVI	agroenvironmentální
AEOLIUS	<i>Assessing of Environment of Locations in Urban Streets</i>
AGNPS	<i>Agricultural Non-Point Source Pollution Model</i>
AgriPolIS	<i>Agricultural Policy Simulator (agent based)</i>
AHP	analytický hierarchický proces (<i>analytical hierarchy process</i>)
AirQUIS	<i>Air Quality Information System</i>
AnnAGNPS	<i>Annualized Agricultural Non-Point Source</i>
ANP	analytický síťový proces (<i>analytic network process</i>)
ANSWERS	<i>Areal Non-point Source Watershed Environmental Response Simulation Model</i>
AOGCM	globální komplexní klimatický model s vysokým rozlišením (<i>atmosphere-ocean general circulation model</i>)
AOS	<i>Atmosphere Ocean System</i>
APES	<i>Agricultural Production and Externality Simulator</i>
ARMA	autoregresní klouzavý průměr (<i>autoregressive moving average</i>)
ARIMA	autoregresní integrovaný klouzavý průměr (<i>autoregressive integrated moving average</i>)
ASCII	standardní kód pro výměnu informací (<i>American standard code for information interchange</i>)
ATEM	Ateliér ekologických modelů
AV ČR	Akademie věd České republiky
AVISO	Agrometeorologická výpočetní a informační soustava
AWU	celkový počet pracovníků (<i>annual work unit</i>)

BAT	nejlepší dostupné techniky (<i>best available techniques</i>)
BATNEEC	nejlepší dostupné techniky nevyžadující nadměrné náklady (<i>best available techniques not entailing excessive costs</i>)
BOD	<i>biochemical oxygen demand</i>
BPEJ	bonitovaná půdně ekologická jednotka
BPS	chování pesticidů v půdách (<i>behaviour of pesticides in soils</i>)
BRO	biologicky rozložitelný odpad (bioodpad)
BSK	biochemická spotřeba kyslíku
CACPS	<i>Clean Air and Climate Protection Software</i>
CAPRI	<i>Common Agricultural Policy Regionalised Impact Modelling System</i>
CBA	analýza přínosů a nákladů (<i>cost benefit analysis</i>)
CCE-CL	<i>Coordination Centre for Effects – Critical Loads</i>
CENIA	česká informační agentura životního prostředí
CGEM	model spočítatelné obecné rovnováhy (<i>computable general equilibrium model</i>)
CGMS	<i>Crop Growth Monitoring System</i>
CLRTAP	Úmluva o dálkovém znečišťování ovzduší přesahujícím hranice států (<i>Convention on Long-range Transboundary Air Pollution</i>)
CREAMS	<i>Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems</i>
CRS	konstantní výnos z rozsahu (<i>constant return to scale</i>)
ČHMÚ	Český hydrometeorologický ústav
ČVUT	České vysoké učení technické v Praze
ČZU	Česká zemědělská univerzita v Praze
DB	black-box modely (<i>deterministic</i>)
DBMS	systém správy databáze (<i>database management system</i>)
DC	konceptní modely (<i>deterministic, conceptual</i>)
DDL	knihovna funkcí (<i>data definition language</i>)
DEA	analýza datových obalů (<i>data envelopment analysis</i>)
DEM	<i>Digital Elevation Model</i>
DHI	<i>Danish Hydraulic Institute</i>
DL	hydrodynamické modely (<i>deterministic, hydrodynamic laws</i>)
DMIP	<i>Distributed Model Intercomparison Project</i>
DMU	rozhodovací jednotka (<i>decision making unit</i>)

DNDC	<i>DeNitrification-DeComposition</i>
DPSIR	koncept hnací síla–tlak–stav–dopad–odezva (<i>driving forces, pressures, state, impact, response</i>)
DPZ	dálkový průzkum Země
DSS	system pro podporu rozhodování (<i>decision support system</i>)
DST	nástroj pro podporu rozhodování (<i>decision support tool</i>)
EC4MACS	Evropské konsorcium pro modelování znečištění ovzduší a klimatické strategie (<i>European Consortium for Modelling of Air Pollution and Climate Strategies</i>)
EDGAR	<i>Emission Database for Global Atmospheric Research</i>
EEA	Evropská agentura pro životní prostředí (<i>European Environment Agency</i>)
EFOM	<i>Energy Flow Optimization Model</i>
EFOM/ENV	<i>Energy Flow Optimisation Model – Environmental</i>
EHK OSN	Evropská hospodářská komise Organizace spojených národů
EIA	Hodnocení vlivů na životní prostředí (<i>environmental impact assessment</i>)
EMEP	<i>European Monitoring and Evaluation Programme</i>
EMIC	jednodušší klimatický model s nižším rozlišením (<i>earth system models of intermediate complexity</i>)
EMME/3	<i>Équilibre Multimodal – Multimodal Equilibrium</i>
ENARPRI	<i>European Network of Agricultural and Rural Policy Research Institutes</i>
EPIC	<i>Erosion-Productivity Impact Calculator</i>
ESA	Evropská kosmická agentura (<i>European Space Agency</i>)
ESR	<i>environmental standards relation</i>
EU15, resp. 27	Evropská unie (15, resp. 27 států)
EU ETS	evropský systém emisního obchodování (<i>EU emission trading system</i>)
EUFASOM	<i>European Forest and Agricultural Optimisation Model</i>
EUROSEM	<i>European Soil Erosion Model</i>
FADN	účetní datová síť zemědělských podniků (<i>Farm Accountancy Data Network</i>)
FAO	Organizace pro výživu a zemědělství (<i>Food and Agriculture Organization</i>)
FFS	předpovědní povodňový systém (<i>flood forecast system</i>)
FLOREO	<i>Flood Risk Earth Observation</i>
FoPIA	Rámec pro participační vyhodnocení dopadu (<i>Framework for Participatory Impact Assessment</i>)
FSS	strukturální šetření v zemědělství (<i>farm structural survey</i>)

FSSIM	<i>Farming System Simulation Model</i>
GAINS	<i>Greenhouse Gas and Air Pollution Interactions and Synergies</i>
GATT	Všeobecná dohoda o clech a obchodu (<i>General Agreement on Tariffs and Trade</i>)
GCM	globální klimatický model (<i>general circulation model</i>)
GEM-E3	<i>General Equilibrium Model for Europe and the World</i>
GEMIS	<i>Global Emission Model for Integrated Systems</i>
GIS	geografický informační systém (<i>geographic information system</i>)
GLEAMS	<i>Groundwater Loading Effects of Agricultural Management System</i>
GLVHT	<i>Generalized Longitudinal-Vertical Hydrodynamics and Transport Model</i>
GMAPS	<i>Global Model for Ambient Particulates</i>
GMES/GEO	Globální monitoring životního prostředí a bezpečnosti/Skupina pro pozorování Země (<i>Global Monitoring for Environment and Security/ Group on Earth Observations</i>)
GPS	globální družicový polohový systém (<i>global positioning system</i>)
GSSHA	<i>Gridded Surface/Subsurface Hydrologic Analysis</i>
GUI	grafické uživatelské rozhraní (<i>graphical user interface</i>)
GWP	potenciál globálního oteplování (<i>global warming potential</i>)
HBV	<i>Hydrologiska Byråns Vattenbalansavdelning</i>
HDP	hrubý domácí produkt
HEC-HMS	<i>Hydrologic Engineering Center – Hydrologic Modelling System</i>
HMS	hydrologický modelovací systém (<i>hydrologic modelling system</i>)
HPH	hrubá přidaná hodnota
HPKJ	hlavní půdně klimatická jednotka
HRU	jednotka hydrologické odezvy (<i>hydrological response unit</i>)
HSPF	<i>Hydrological Simulation Program – Fortran</i>
CHSK	chemická spotřeba kyslíku
I/O	vstup/výstup (<i>input/output</i>)
IAMO	<i>Leibniz Institute of Agricultural Development in Central and Eastern Europe</i>
IDE	vývojové prostředí (<i>integrated development environment</i>)
IHMS	<i>Integrated Hydrological Modelling System</i>
IIASA	Mezinárodní institut pro aplikovanou systémovou analýzu (<i>International Institute for Applied Systems Analysis</i>)

IMAGE	<i>Integrated Model to Assess the Global Environment</i>
IP	celočíselné programování (<i>integer programming</i>)
IPCC	Mezivládní panel pro klimatickou změnu (<i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i>)
IPPC	integrovaná prevence a omezování znečištění (<i>integrated pollution prevention and control</i>)
JRC	společné výzkumné centrum (<i>joint research centre</i>)
KINEROS	<i>Kinematic Runoff and Erosion Model</i>
LARM	<i>Laterally Averaged Reservoir Model</i>
LCA	hodnocení životního cyklu (<i>life cycle assessment</i>)
LCIA	hodnocení dopadů životního cyklu (<i>life cycle impact assessment</i>)
LFA	méně příznivé oblasti (<i>less favoured area</i>)
LISEM	<i>Limburg Soil Erosion Model</i>
LP	lineární programování (<i>linear programming</i>)
LPIS	geografický informační systém pro evidenci využití zemědělské půdy (<i>land parcel identification system</i>)
MAGIC	<i>Model of Acidification of Groundwater in Catchments</i>
MAGICC	<i>Model for Assessment of Greenhouse Gas induced Climate Change</i>
MATCH	<i>Multi-scale Atmospheric Transport and Chemistry</i>
MAUT	teorie vícekriteriálního užítku (<i>multi-attribute utility theory</i>)
MCDM	vícekriteriální rozhodování (<i>multi criteria decision making</i>)
MFF UK	Matematicko-fyzikální fakulta Univerzity Karlovy
MLP	mnohavrstvý perceptron (<i>multilayer perceptron</i>)
MP	(multi) objektově orientované programování (<i>multi-objective programming</i>)
MUSLE	modifikovaná univerzální rovnice ztráty půdy (<i>modified universal soil loss equation</i>)
MZe ČR	Ministerstvo zemědělství České republiky
MŽP	Ministerstvo životního prostředí
NACAA	<i>National Association of Clean Air Agencies</i>
NAPL	s vodou nemísitelná kapalina (<i>nonaqueous-phase liquid</i>)
NASIM	<i>Niederschlag-Abfluss Simulation Model</i>
NIS	národní inventarizační systém
NMVOC	nemethanové těkavé organické látky (<i>non-methane volatile organic compounds</i>)

NN	neuronová síť (<i>neural network</i>)
NOAA	<i>National Oceanic and Atmospheric Administration</i>
NPK	minerální hnojiva (dusík, fosfor, draslík)
NRCS	<i>Natural Resources Conservation Service</i>
NUTS	nomenklatura územních statistických jednotek (<i>nomenclature of units for territorial statistics</i>)
NWSRFS	<i>National Weather Service River Forecast System</i>
OECD	Organizace pro hospodářskou spolupráci a rozvoj (<i>Organisation for Economic Co-operation and Development</i>)
OPS	<i>Operational Priority Substances</i>
OS	operační systém
PCA	analýza hlavních komponent (<i>principal component analysis</i>)
PCBs	polychlorované bifenylly (<i>polychlorinated biphenyls</i>)
PM	suspendované (pevné) částice (<i>particulate matter</i>)
POH	plán odpadového hospodářství
POLES	<i>Prospective Outlook on Long-term Energy Systems</i>
PREVAH	<i>Precipitation-Runoff-Evapotranspiration-HRU</i>
PRIMA	<i>Prototypical Policy Impacts on Multi-functional Activities (in rural municipalities)</i>
PRIMES	<i>Primary Energy System Model</i>
PRMS	<i>Precipitation-Runoff Modelling System</i>
QUALHYMO	<i>Quality Hydrology Model</i>
RAINS	<i>Regional Air Pollution Information and Simulation</i>
RCM	regionální klimatický model (<i>regional circulation model</i>)
REZZO	registr emisí a zdrojů znečištění ovzduší
RUSLE	revidovaná univerzální rovnice ztráty půdy (<i>revised universal soil loss equation</i>)
RV	rostlinná výroba
RZWQM	<i>Root Zone Water Quality Model</i>
SA	hodnocení udržitelnosti (<i>sustainability assessment</i>)
SAFE	<i>Dynamic Soil Acidification Model</i>
SCS CN	Služba na ochranu půdy, odtoková křivka (<i>Soil Conservation Service Curve Number</i>)
SEA	strategické posuzování životního prostředí, posuzování vlivů koncepcí na životní prostředí (<i>strategic environmental assessment</i>)

SEAMLESS	<i>System for Environmental and Agricultural Modelling; Linking European Science and Society</i>
SENSOR	<i>Tools for Environmental, Social and Economic Effects of Multifunctional Land Use in European Regions</i>
SIAT	nástroj k posuzování dopadu na trvalou udržitelnost užití půdy (<i>sustainability impact assessment tool</i>)
SIJAK	Simulační model jakosti povrchových vod
SIMWE	<i>Simulation of Water Erosion</i>
SKO	směsný komunální odpad
SMA	<i>soil moisture accounting</i>
SMART	<i>Simulation Model for Acidification's Regional Trends</i>
SMODERP	Simulační model odtoku a erozního procesu
SOM	samoorganizující se mapa (<i>self-organizing map</i>)
SP	pravděpodobnostní modely (<i>stochastic, probabilistic</i>)
SRES	emisní scénáře IPPC (<i>special report on emissions scenarios</i>)
SRS	Státní rostlinolékařská správa
SRÚ	statistika rodinných účtů
SSURGO	<i>Soil Survey Geographic Database</i>
ST	modely generování časových řad (<i>stochastic time series generation</i>)
STATSGO	<i>State Soil Geographic Database</i>
SUR ČR	Strategie udržitelného rozvoje České republiky
SWAT	<i>Soil and Water Assessment Tool</i>
SWIM	<i>Soil and Water Integrated Model</i>
SWM	<i>Stanford Watershed Model</i>
SWOT	analýza silných a slabých stránek, příležitostí a rizik (<i>strengths, weaknesses, opportunities, threats</i>)
SWRRB	<i>Simulator for Water Resources in Rural Basins</i>
SWRRBWQ	<i>Simulator for Water Resources in Rural Basins-Water Quality</i>
SZP EU	Společná zemědělská politika EU
TES	<i>Terrestrial Environment System</i>
TIMER	<i>Targets Image Energy Regional Model</i>
TM5	<i>Tracer Model</i>
TMDL	maximální přípustné denní zatížení toku vypouštěnými polutanty (<i>total maximum daily load</i>)

TRQ	celní kvóta (<i>tariff-rate-quota</i>)
TSP	celkové suspendované částice (<i>total suspended particles</i>)
UH	jednotkový hydrogram (<i>unit hydrograph</i>)
ÚKZÚZ	Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský
UN ECE	Hospodářská komise OSN pro Evropu (<i>United Nations Economic Commission for Europe</i>)
UNEP	Program OSN na ochranu životního prostředí (<i>United Nations Environment Programme</i>)
US EPA	Agentura pro ochranu životního prostředí Federální vlády Spojených států amerických (<i>United States Environmental Protection Agency</i>)
USDA	Ministerstvo zemědělství Spojených států amerických (<i>United States Department of Agricultural, Agriculture Research Service</i>)
USLE	univerzální rovnice ztráty půdy (<i>universal soil loss equation</i>)
ÚZEI	Ústav zemědělské ekonomiky a informací
VaV	výzkum a vývoj
VOCs	těkavé organické látky (<i>volatile organic compounds</i>)
VÚMOP, v.v.i.	Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i.
VÚRV, v.v.i.	Výzkumný ústav rostlinné výroby
VÚV T.G.M., v.v.i.	Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka
VÚZT, v.v.i.	Výzkumný ústav zemědělské techniky
WASP7	<i>Water Quality Analysis Simulation Program</i>
WBCM	<i>Water Balance Conceptual Model</i>
WEPP	<i>Water Erosion Prediction Project</i>
WHAM	<i>Windermere Humic Aqueous Model</i>
WIO	odpadový vstup/výstup (<i>waste input/output</i>)
WMO	Světová meteorologická organizace (<i>World Meteorological Organization</i>)
WMS	<i>Watershed Modelling System</i>
WOFOST	<i>World Food Study model</i>
WRDB	<i>Water Resources Database</i>
ZALF	<i>Leibnitz Zentrum für Agrarlandschaftsforschung</i>
ŽV	živočišná výroba