

JAKUB LANGHAMMER

MODELOVÁNÍ PLOŠNÝCH ZDROJŮ ZNEČIŠTĚNÍ POVRCHOVÝCH VOD

J. Langhammer: *Evaluation of non-point sources of surface water pollution.* – Geografie – Sborník ČGS, 107, 1, pp. 23–39 (2002). – The non-point pollution sources represent an increasingly important component of the total pollution balance in the country as a result of a gradual reduction of the pollution load from point sources of surface water pollution. As this pollution component cannot be directly measured, various methods of calculation and modelling are used. The author has developed a new methodology for accurate evaluation of the spatial distribution of the pollution load from a river basin under the form of an empirical grid-based GIS model. The article describes this methodology and its application to the Berounka river basin with the aim to evaluate the spatial distribution of the load of the key pollution parameters.

KEY WORDS: water quality – non-point pollution – GIS – models.

1. Úvod

Díky postupnému omezování vypouštění znečištění z bodových zdrojů představují plošné zdroje znečištění povrchových vod stále významnější složku celkové bilance znečištění povrchových vod.

Hodnocení a kvantifikace míry vlivu plošných zdrojů na znečištění tekoucích a stojatých vod však v praxi naráží na řadu překážek. Zásadním problémem spočívá v tom, že míru znečištění, odnášeného povrchovým a podpovrchovým odtokem z plochy území nemůžeme, na rozdíl od znečištění, vypouštěného z bodových zdrojů, přímo měřit. Proto veškeré metody hodnocení látkového odnosu z plošných zdrojů jsou metodami více či méně nepřímými. Nejčastěji se jedná o vyjádření látkové bilance či metody aditivního výpočtu odnosu ze specificky využívaných ploch, výpočty analogií nebo o aplikaci některého z modelů, řešících tuto problematiku. Pro hodnocení přesného prostorového rozložení látkového odnosu z velkých povodí byla autorem vyvinuta nová metodika hodnocení, vycházející z kombinace distančních podkladů a naměřených empirických dat do gridově založeného GIS modelu, jehož podstata, možnosti využití a modelová aplikace na povodí Berounky jsou popsány v následujícím článku.

2. Stávající metody hodnocení

Protože ve světě ani u nás nejsou k dispozici přímá měření látkového odnosu z plochy povodí, pro kvantifikaci této složky zátěže povrchových vod jsou používány různé metody přepočtů, bilance či modelových výpočtů. Používané metody můžeme rozdělit do čtyř hlavních skupin, podle přístupu k hodnocení

– na klasické metody statistické, bilanční a aditivní a dále na hodnocení pomocí matematických modelů.

2. 1. Bilanční metody

Bilanční hodnocení vychází z látkového odnosu naměřeného v určitém profilu toku. K tomuto odnosu jsou přičteny hodnoty možných ztrátových procesů probíhajících v povodí nad tímto profilem, k nimž jsou k dispozici naměřené či odhadnuté údaje. Sem patří například hodnoty ztrát dusíku denitrifikací v říčních korytech a v kanalizacích, či hodnoty zadržení dusíku a fosforu v nádržích atd.). Od takto získaných hodnot je odečten podíl připadající na známé bodové zdroje a přísun z atmosférické depozice. Takto vypočtené hodnoty lze považovat za minimální odhady odnosu živin z plošných zdrojů v daném povodí, jelikož nezahrnují celkovou retenci látek v povodí, stejně jako např. část erozních smyvů, které jsou ukládány v údolních nivách či sedimentech. Bilančně odhadnuté odnosy z plošných zdrojů znečištění tedy představují kvantum živin s bezprostředním vlivem na jakost vody ve sledovaném profilu.

2. 2. Statistické metody

Statistické metody hodnocení plošných zdrojů znečištění povrchových vod vycházejí z analýzy dat kvality vody, sledovaných na jakostních profilech, uzavírajících dílčí bilanční povodí. Metod pro analýzu dat a separaci složky zátěže z nebodových zdrojů je více. Jedním z přístupů je metoda, kterou B. Janský (1983) použil při hodnocení látkového odnosu z plošných zdrojů v povodí Labe. B. Janský zde používá závislostní analýzu koncentrací vybraných ukazatelů na překročeném průtoku a pořadí dne v roce pro oddělení profilů, které jsou pod vlivem plošných a bodových zdrojů znečištěny. Po vyloučení profilů, ovlivněných zátěží z bodových zdrojů vypočítává specifický látkový odnos pro jednotlivé M-denní průtoky. Získané hodnoty specifických látkových odnosů jsou vztaženy k příslušným plochám povodí nad hodnocenými profily a je možné je kartograficky vyjádřit formou izolinií.

Jiný způsob vyjádření zátěže z nebodových zdrojů nabízí metoda přepočtu látkových odnosů na stejný průtok, kterou uvádí I. Nesměrák (1978). Přepočet látkového odnosu na korigovaný průtok umožňuje odstínit vliv variability ročních průtoků, která se promítá do odnosu z plošných a difúzních zdrojů. Pro jednotlivé roky nejprve vypočteme regresní závislost látkového odtoku na průtoku. Z takto vypočtených závislostí potom vypočteme novou hodnotu korigovaného látkového odnosu pro průtok, odpovídající průměru za celé sledované období. Rozdíl mezi skutečným látkovým odnosem v jednotlivých letech a odnosem přepočteným odpovídá části zátěže, připadající na plošné a difúzní zdroje znečištění.

2. 3. Aditivní přístup

Aditivní přístup vychází z rozdělení celkového odtoku z povodí na dílčí odtok z různým způsobem využívaných ploch území (les, zemědělská půda, intravilán aj.) a případně ještě dále na jednotlivé složky odtoku – povrchovou a podpovrchovou. Množství odnosu dané látky se zde vypočte z naměřených nebo odhadnutých látkových odnosů, které mohou být funkcí dalších parametrů (např. teplota, roční období, morfologie terénu, půdní typ, průtok, látkový přísun do povodí hnojením a srážkami). Celkový odnos je potom vypočten jako

součet všech jednotlivých uvažovaných složek. Tento přístup například používá ve své práci J. Damaška a V. Jurča (1997), P. Rosendorf (1995) aj.

Pro výpočet produkce dvou hlavních živin – dusíku a fosforu je zde použito rozdílných postupů, když produkce dusíku je uvažována jako jednosložková, zatímco výpočet odnosu celkového fosforu je rozdělen na dvě složky – povrchovou a podpovrchovou. První bilancuje přímý odtok fosforu z ploch. Ten je realizován povrchovým odtokem, ke kterému dochází v důsledku srážkových situací či tání sněhu a ledu, a který se projevuje erozí půdy. Odnos fosforu je v této složce vázán na erodované částice. Druhá část výpočtu zahrnuje podpovrchovou složku odtoku fosforu. Obě jeho základní složky – podzemní odtok ze zóny nasycení (pásma saturace) i odtok hypodermický (z pásma aerace) jsou kvůli obtížnému členění uvažovány jako jeden nedělený celek, tj. celkový podpovrchový odtok.

2. 4. M o d e l y

Na rozdíl od klasických přístupů hodnocení pomocí modelování nehodnotí látkový odnos z naměřených hodnot, nýbrž tyto hodnoty jsou modelovány. Simulace probíhá na základě fyzikální a matematické definice simulovaného procesu a známých vstupních veličin a okrajových hodnot modelu. (Langhammer 1999). Postup hodnocení je tedy oproti klasickému hodnocení přesně opačný. Při analýze známých, naměřených dat zjišťujeme pomocí různých metod statistické analýzy vztahy a závislosti mezi jednotlivými ovlivňujícími složkami sledovaného procesu.

Při modelování naopak vycházíme ze znalosti studovaného procesu, resp. z jeho fyzikálního a matematického popisu, přičemž na základě postupné kalibrace modelu, jeho parametrů a vstupních dat výsledné hodnoty simulujeme. Tento postup je sice při prvotní fázi zpracování náročnější na čas, požadovaný objem dat i použité prostředky, nicméně při úspěšné kalibraci systému poskytuje podstatně širší možnosti využití. Dává nám totiž možnost simulovat průběh a dopad změn ve vnějších podmínkách a hodnotit tak např. potenciální krizové situace, predikovat další vývoj stejně jako hodnotit vliv antropogenně podmíněných změn v hodnoceném území na hodnocené procesy a simulované veličiny.

Modelů, řešících problematiku odnosu znečištění z plochy povodí vzniklo v souvislosti s rozvojem výpočetní techniky velké množství, přičemž jednotlivé modely se navzájem liší jak svoji celkovou koncepcí, účelem použití, způsobem interpretace hodnocených procesů, velikostí zpracovávaného území, tak vlastní praktickou realizací. Navíc, protože řešení problematiky látkového odnosu je nedílně spjata s erozními procesy, velká část modelů, používaných pro hodnocení plošných zdrojů znečištění vychází primárně z popisu erozních procesů a kvalitativní složku procesu řeší jako nadstavbu.

Pro snažší orientaci v problematice lze používané modely rozdělit do několika kategorií podle dvou hlavních hledisek hodnocení: podle velikosti hodnoceného území a podle koncepce modelu.

Kritérium rozdělení modelů podle velikosti hodnoceného území je z geografického i čistě praktického pohledu velmi významné, neboť různá prostorová úroveň řešení předurčuje míru generalizace popisu procesů a tím zásadně ovlivňuje celkovou koncepci, charakter a možnost použití modelu. Při prostorovém rozdělení se můžeme přidržet klasického geografického členění úrovní hodnocení na makro-, mezo- a mikro-úroveň hodnocení. Jednotlivé úrovně nabízejí rozdílné možnosti popisu sledovaných procesů, vyžadují rozdílná data a poskytují různé možnosti aplikací. Obecně platí, že čím větší je zpracovávané území, tím vyšší je úroveň generalizace popisu hodnocených procesů, nižší

nároky na objem a přesnost vstupních dat a menší prostorové i časové rozlišení výstupů a naopak. Pro makro-úroveň, představovanou povodími o ploše v řádu stovek až tisíců km² jsou používány modely převážně bilančního charakteru, pomocí kterých stanovujeme dlouhodobé úhrnné hodnoty látkového odnosu z velkých územních celků, hodnotíme celkový podíl plošných zdrojů na znečištění a vymezujeme kritické oblasti zátěže. Mezo-úroveň řešení, zahrnující samostatná povodí o rozloze desítek až stovek km², poskytuje asi největší prostor pro různé přístupy k hodnocení. Zde se setkáváme s přesahy z obou krajních poloh úrovně řešení – makro i mikro. Pro tuto prostorovou úroveň je dimenzována velká část v praxi využívaných modelů, přičemž převažují řešení, založená na empirických vztazích, jakým je třeba klasická USLE (Universal Soil Loss Equation) a její modifikace.

Na mikroúrovni, představované dílčími malými povodími či jednotlivými zemědělskými plochami nebo erozními svahy jsou potom převážně aplikovány fyzikální, událostně založené dynamické modely. Ty umožňují kontinuální simulaci srážko-odtokového procesu, eroze a transportu látek v čase a představují tak výtečný nástroj pro detailní analýzu erozně-transportních procesů, probíhajících v krajině. Přehledně jsou možnosti a limity použití modelů pro jednotlivá prostorová měřítká shrnuty v tabulce 1.

Tab. 1 – Rozdělení modelů plošných zdrojů znečištění podle prostorového měřítka

Prostorová úroveň	Velikost hodnoceného území	Zájmové území	Časové měřítko hodnocení	Metody hodnocení	Oblast využití	Nároky na objem vstupních dat	Charakter modelu
Makro-úroveň	stovky až tisíce km ²	velká uzavřená povodí regionálního významu	delší ucelená období	zjednodušené metody odhadu rizika eroze látkového odnosu a výpočtu bilančních hodnot	vymezení oblastí erozního rizika, bilanční hodnoty látkového odnosu	nízké až střední	regresní modely
Mezo-úroveň	desítky až stovky km ²	povodí menší a střední velikosti	smíšené	USLE a její modifikace, empirické vyjádření procesů	výpočet střednědobého odnosu látek z dílčích povodí a zemědělské půdy	střední až vysoké	empirické modely
Mikro-úroveň	nejvýše jednotky až desítky km ²	malá povodí jejich dílčí části, jednotlivé svahy	kontinuální simulace jednotlivých událostí	fyzikálně založené hodnocení, dynamická kontinuální simulace	výpočet srážko-odtokového procesu, přesného množství erodovaných a transportovaných látek v jednotlivých fázích procesu	vysoké	fyzikálně založené modely

Z uvedeného srovnání vidíme, že prostorové měřítko velmi výrazně determinuje výběr vhodného nástroje pro řešení konkrétních potřeb. Paralelně s prostorovým členěním tak vystávají tři hlavní skupiny modelů, členěných z hlediska jejich celkové koncepce – bilanční, empirické a fyzikálně založené modely.

2. 4. 1. Regresní modely

Regresní modely umožňují jednoduché stanovení objemu a podílu znečištění, vnášeného do povrchových vod z plošných a difúzních zdrojů. Výpočet je vztažen vždy k celé ploše hodnoceného povodí, přičemž výstupy modelu poskytují bilanční zhodnocení látkového odnosu za dlouhodobé časové úseky. Výpočet je vždy vztažen k celé ploše hodnoceného území a zpravidla sestává ze tří hlavních dílčích kroků.

Nejprve jsou pomocí vhodné metody vybrány hlavní vysvětlující proměnné procesu znečištění, tj. hlavní faktory, které ovlivňují odnos látek z povrchu povodí. Jako výběrovou metodu je možné použít např. shlukovou (clusterovou) analýzu příp. jiné vhodné geostatistické metody. Pro každou znečišťující látku je skupina vysvětlujících proměnných odlišná, přičemž jednotlivé proměnné vyjadřují potenciální riziko znečištění, plynoucí z kombinace fyzickogeografických vlastností hodnoceného území a míry a charakteru jeho antropogenní zátěže.

Druhý krok řešení spočívá v nalezení soustavy regresních rovnic, pomocí kterých je možné na základě známých hodnot vybraných vysvětlujících proměnných vypočítat průměrné koncentrace jednotlivých znečišťujících látek.

Závěrečným krokem je vlastní výpočet bilanční zátěže vybraných povodí jednotlivými znečišťujícími látkami pro dané časové období.

Tento postup byl aplikován např. při stanovení podílu plošných a difúzních zdrojů na znečištění v povodí Labe v rámci Projektu Labe II (Michalová a kol. 1998). V této studii, která popisuje rozložení plošného znečištění v hlavních dílčích povodích Labe byly jako vysvětlující proměnné uvažovány mj. koeficient transportní stability zemědělské půdy, poměr plochy zemědělské půdy k ploše bilancovaného povodí, poměrná vodnost hodnoceného roku, poměr počtu obyvatel žijících v sídlech o velikosti pod 500 obyvatel k celkové ploše povodí aj. Pomocí vícenásobné logaritmické regrese byly zjištěny průměrné koncentrace sledovaných znečišťujících látek a následně vypočteny hodnoty látkové bilance dílčích povodí a následně celé české části povodí Labe. Vzhledem k aplikovanému postupu považují autoři zjištěné výsledky za spodní hranici objemu plošného znečištění.

2. 4. 2. Empirické modely

Empirické modely, které k hodnocení procesu látkového odnosu z povodí využívají metody výpočtu, popisují hodnocené procesy na základě empiricky zjištěných vztahů. Hodnoceným časovým horizontem bývá obvykle ucelené období, např. rok, vegetační období, měsíc atp. Výpočty, prováděné empirickými modely, mají proto zpravidla bilanční charakter, přičemž umožňují zhodnotit prostorové rozložení látkového transportu v hodnoceném území. Kromě vlastního výpočtu látkového odnosu je tak můžeme dobře použít pro posuzování celkového podílu plošného znečištění na látkové bilanci dílčích povodí.

Asi nejčastějším mechanismem, používaným jako základ pro výpočet, je USLE (Univerzální rovnice ztráty půdy) a její jednotlivé modifikace (MUSLE,

RUSLE). K základním výpočtům látkového odnosu navíc může být přiřazen výpočet transportu či sedimentace. Příkladem modelů, vycházejících z USLE jsou například modely EPIC, SWAT, SWRRB. Částečně je výpočet erozních procesů pomocí USLE zahrnut v modelech ANSWERS, SPUR aj.

Empirické modely pracují obvykle s povodím malých až středních rozměrů. Velikost zpracovávaného území závisí na charakteru použitého modelu, náročnosti na vstupní data – jejich charakter a strukturu a vlastní konstrukci modelu. Velikost zpracovávaného území se tak obvykle pohybuje v řádu desítek, maximálně stovek km². Díky vhodnému poměru mezi nároky na vstupní data a poskytovanými výsledky se s empiricky založenými modely často setkáváme v praxi, kde jsou používány k efektivnímu posuzování erozních rizik procesů transportu látek v povodí.

2. 4. 3. Fyzikálně založené modely

Fyzikálně založené modely obvykle pracují v režimu kontinuální dynamické simulace konkrétní srážko-odtokové události, proto bývají označovány též jako modely událostní (event-based models). Hodnocený časový krok je zde volen podle rozsahu hodnoceného území, podle celkové délky doby simulované události a požadované přesnosti, přičemž řádově se může pohybovat od minut po hodiny či desítky hodin.

Získané výsledky na rozdíl od regresních a empirických modelů nejsou omezeny celkovým bilančním zhodnocením ztráty půdy a látkového odnosu, ale umožňují studovat dynamiku srážko-odtokového procesu a plošného znečištění v jeho jednotlivých fázích.

Fyzikálně založené modely zároveň kladou oproti předchozím typům modelů jasně nejvyšší nároky na celkový objem, strukturu a přesnost vstupních dat. Díky tomu je velikost typicky zpracovávaného území ze všech popisovaných kategorií modelů nejmenší. Jedná se o malá povodí o rozloze jednotek, maximálně desítek km², v řadě případů je řešení omezeno pouze jediným erozním svahem.

Typickým představitelem jsou např. německé modely EROSION-3D a EROSION-2D, používaný k hodnocení erozních procesů povodí (3D) či svahů (2D). Dalšími často používanými modely této kategorie, které umožňují hodnotit odtok, erozi a transport znečištění v rámci povodí jsou např. model CREAMS, AGNPS, SMODERP, EUROSEM, WEPP aj.

3. Model typických koncentrací

3. 1. V ý c h o d i s k a m o d e l u

Přestože stávající modely, umožňují stále lépe popsat realitu a kvantifikovat složité procesy látkového odnosu z krajiny, ve většině případů jsou limitované na jedné straně velikostí hodnoceného území, na straně druhé objemem a strukturou požadovaných dat a z nich vyplývající prostorové přesností řešení. Ta velmi rychle klesá spolu s rostoucí plochou hodnoceného povodí a u rozsáhlých územních celků jsme tak při využití stávajících nástrojů a metod hodnocení omezeni zpravidla pouze na bilanční vyjádření pro uzavřené celky dílčích povodí.

Pro potřeby environmentálního managementu, hospodaření s vodními zdroji v krajině a řízení kvality vody tak chybí jednoduchá metoda, umožňu-

jící prostorově adresný výpočet látkového odnosu z plochy povodí a následné vymezení kritických oblastí pro středně velká a velká povodí, vycházející z běžně dostupných datových podkladů.

Proto byla autorem vyvinuta metodika hodnocení látkového odnosu z území ve formě gridově orientovaného bilančního GIS modelu. Model, pracovně nazvaný TYCOM (typical concentration model) umožňuje na středních a velkých povodích hodnotit dlouhodobé látkové odnosy vybraných polutantů a provést přesné vymezení kritických oblastí látkového odnosu v míře prostorové přesnosti dané zvolenou velikostí pole gridu.

3. 2. Princip řešení

Empiricky založený gridový model vychází z předpokladu, že voda, odtékající povrchovým odtokem z území vykazuje pro oblasti shodného využití obdobné charakteristiky znečištění, vyjádřitelné koncentracemi vybraných znečišťujících látek. Prostorově diferenciovaný povrchový odtok a charakter využití území – landuse je tak možné označit za hlavní hnací síly (driving forces) procesu látkového odnosu, uvažovaném v modelu. Výpočet je založen na kombinaci údajů z dostupných distančních dat o Zemi – satelitních snímků a digitálního modelu reliéfu a naměřených empirických dat, integrovaných do gridového GIS modelu.

3. 3. Vstupní data

Vstupní data pro popis klíčových elementů modelu jsou částečně odvozena z obecně dostupných digitálních distančních dat o Zemi – digitálního modelu reliéfu a satelitních snímků Landsat TM, doplněných o empirická data, naměřená v povodí – údaje o srážkových úhrnech a především o typických koncentracích znečišťujících látek.

Pro kvantitativní vyjádření tohoto principu potřebujeme mít k dispozici celkem tři okruhy vstupních dat: velikost specifického odtoku z území; charakter využití území – landuse; tabulku průměrných koncentrací ukazatelů znečištění pro jednotlivé kategorie landuse.

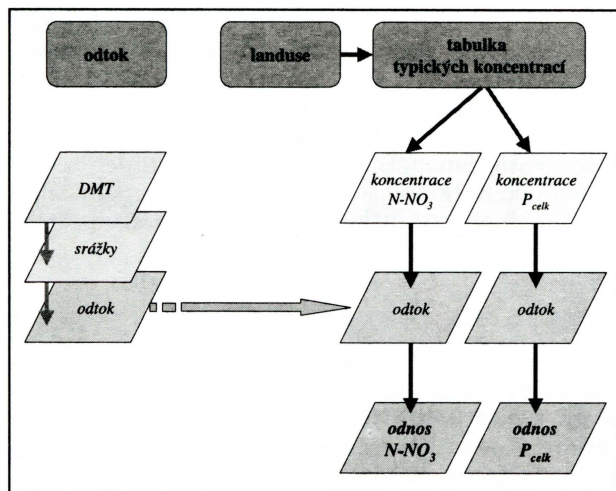
Z těchto tří základních prvků jsme schopni vypočítat teoretický objem látkového odnosu znečištění z plošných zdrojů včetně jejich prostorového rozložení a variability. Proces výpočtu látkového odnosu pomocí metodiky typických koncentrací je zobrazen na diagramu na obrázku 1.

Princip výpočtu spočívá v rozdělení území na pravidelnou síť polí jednotné velikosti – grid. Pro každé pole gridu určíme výšku odtoku a zjistíme charakter využití území. Známe-li typické průměrné koncentrace znečištění pro jednotlivé třídy landuse, získáme vynásobením koncentrace a objemu odtoku hodnotu velikosti látkového odnosu pro dané pole podle rovnice (1). Celkový objem látkového odnosu z povodí potom zjistíme součtem hodnot látkového odnosu ze všech polí gridu pro hodnocené území (2).

$$L_n = C_n \times Q_n \times A_n \quad (1)$$

$$L = \sum_{n=1}^k L_n \quad (2)$$

kde L je látkový odnos, C koncentrace, Q odtok, A plocha buňky gridu, n číslo buňky gridu, k počet buněk gridu v hodnoceném území.



Obr. 1 – Metodika výpočtu látkového odnosu

3. 4. Výpočet odtoku

Výšku odtoku z jednotlivých polí gridu lze považovat za hlavní hybnou sílu celého mechanismu látkového transportu z povodí. Jejím výpočtu je proto třeba věnovat maximální pozornost, neboť její správné určení umožní odhalit vnitřní prostorovou variabilitu odtoku v rámci povodí a tím i vymezit území, která jsou pro látkový odnos klíčová.

Vlastní výpočet je možno řešit různými metodami – od prosté interpolace až po použití výstupů ze speciálních srážko-odtokových modelů.

V prezentované studii je výpočet řešen jednoduše ve dvou fázích – nejprve je vypočteno pole rozložení srážkové výšky, ze kterého je následně odvozeno pole odtoku.

3. 4. 1. Srážky

Rozložení srážek, tvořících podklad pro výpočet odtokové výšky, je řešeno odvozením pole teoretického rozložení srážek z digitálního modelu reliéfu pomocí Böhmovy regresní rovnice a následné úpravy o interpolované anomálie podle dat z klimatických stanic.

Odvození pole rozložení teoretických srážek z digitálního modelu reliéfu vychází ze statistického vyjádření pozitivní závislosti srážek na nadmořské výšce. Touto problematikou se na našem území zabýval mj. B. Böhm (in: Suchá 1998), který analyzoval vztah srážek k nadmořské výšce podle měsíčních a ročních průměrných úhrnů srážek z období 1901 – 1950 z meteorologických stanic do nadmořské výšky 800 m. Výše položené stanice pro komplikované meteorologické poměry nebyly brány v úvahu. Závislost ročního srážkového úhrnu na nadmořské výšce vyjádřil pomocí následujících vztahů:

$$R = 391 + 0,638 \times h \quad (3)$$

$$R = 603 - 0,477 \times h + 0,001221 \times h^2 \quad (4)$$

kde R je teoretický roční srážkový úhrn a h nadmořská výška.

Podle těchto regresních vztahů je možno vypočítat rozložení teoretických srážkových úhrnů v povodí pro jednotlivá pole gridu digitálního modelu terénu. Pro výpočet v rámci modelové aplikace na povodí Berounky byl použit lineární regresní vztah (3).

Protože použitý vztah neodpovídá skutečnému rozložení srážek bezesbýtku, je nutno provést opravu podle interpolovaných hodnot skutečných srážkových úhrnů pro hodnocené období, naměřených na klimatických stanicích, resp. rozdílu mezi skutečným srážkovým úhrnem a teoretickým, odvozeným

z digitálního modelu reliéfu. Výsledné pole průměrných dlouhodobých srážkových úhrnů potom relativně věrně kopíruje skutečné rozložení výšky odtoku v povodí.

3. 4. 2. Odtokový součinitel

Přesné určení odtokového součinitele – poměru mezi výškou odtoku a srážek, je rozhodující pro správné určení výšky odtoku z poměrně přesně vypočtených srážkových úhrnů, protože odtokový součinitel vyjadřuje celkové vlastnosti území v srážko-odtokovém procesu. Metody pro jeho stanovení jsou různé. Nejpresnější je dlouhodobé bilanční srovnání průměrné výšky srážek vztažené na povodí a odtokové výšky podle údajů limnigrafu. Tyto údaje však nejsou dostupné pro všechna dílčí povodí, navíc jsou vždy vztaženy k relativně heterogennímu celku daného povodí, uzavřeného limnigrafem. Problematika přesné prostorové diferenciacie srážko-odtokových vztahů v území je proto často řešena pomocí specializovaných modelů, které zohledňují hlavní činitele, ovlivňující odtok – srážky, charakter reliéfu, využití území, půdní charakteristiky aj.

Model typických koncentrací v prezentované podobě používá pro přepočítání odtoku dlouhodobých hodnot odtokového součinitele, uvedených pro jednotlivá povodí v Hydrologických poměrech ČSSR (HMÚ 1970), přičemž chybějící místa jsou pokryta interpolovanými hodnotami. V současné době jsou rovněž ověřovány metody výpočtu založené na kombinaci základních klíčových prvků procesu, odvoditelných z dostupných vrstev GIS, které umožní zpřesnění výpočtu odtoku.

3. 4. 3. Odtoková výška

Kombinací gridů výšky srážek a odtokového součinitele dostaneme první hlavní vstup do modelu – grid rozložení odtokové výšky. Vypočtené pole výšky odtoku je nutné před dalším použitím v modelu porovnat s bilančními hodnotami odtoku, naměřenými ve výústních profilech hodnoceného území a zjištěné hodnoty před dalším výpočtem případně korigovat.

3. 5. L a n d u s e

Druhý hlavní vstup modelu představují údaje o struktuře využití území. Údaje o landuse jsou převedeny do gridu o jednotných parametrech a následně jsou z něj kombinací s tabulkou typických koncentrací odvozeny gridy koncentrací jednotlivých znečišťujících látek. Protože zdrojové podklady o landuse mohou být velmi různorodé, jsou jednotlivé kategorie landuse sdruženy do nových hlavních tříd, které představují širší jednotky, které mají z hlediska látkového ohnusu obdobné charakteristiky. Jedná se o následující kategorie – městská zástavba, průmyslové plochy, holé plochy, orná půda, sady a chmelnice, lesy, louky a pastviny a voda.

Obecným datovým podkladem pro kategorizaci landuse jsou klasifikované satelitní snímky Landsat TM, další možnost představuje využití stávajících podkladů o landuse či landcover. Takto můžeme s úspěchem použít např. data z projektu CORINE, která představují konzistentní databázi GIS pro celé území ČR, stejně ale jako jiných podkladů. Výhodou použité struktury, vycházející z nižšího počtu širším způsobem specifikovaných tříd je větší flexibilita v použití různých typů podkladových dat, neboť do těchto tříd můžeme

buď interpretovat nová data, stejně jako snadno agregovat i již klasifikované podrobné kategorie.

3. 6. Tabulka typických koncentrací

Klíčový vazební prvek celého procesu výpočtu látkového odnosu z distančních podkladů představuje tabulka typických koncentrací (tab. 2). Ta shrnuje průměrné hodnoty koncentrací vybraných znečišťujících látek, vyjadřující kvalitu vody, odtékající z území se shodnou charakteristikou využití.

Tab. 2 – Tabulka průměrných koncentrací pro povodí Berounky

Kategorie landuse	BSK ₅ (mg/l)	N _{celk} (mg/l)	P _{celk} (mg/l)
Sídla	21,0	1,5	0,4
Průmysl	10,0	1,7	0,3
Holé plochy	10,0	1,5	0,4
Orná půda	17,0	4,4	1,3
Sady, chmelnice, vinice	5,0	2,2	0,4
Louky, pastviny	2,0	1,1	0,2
Les	0,5	0,7	0,1
Voda	0,0	0,0	0,0

Stanovení průměrných hodnot typických koncentrací pro jednotlivé třídy vychází z kombinace různých podkladů. Část podkladových materiálů představují tabulkové hodnoty, uváděné v literatuře (Maidment, Quenzer, Goudie, Brovkin, Krysanova, Becker aj.), část vychází z naměřených hodnot průměrných koncentrací ukazatelů znečištění z jakostních profilů, odvodňujících území s určitou skladbou landuse.

Hodnoty průměrných koncentrací vybraných znečišťujících látek pro jednotlivé třídy landuse pochopitelně nejsou všude stejné. Pro konkrétní hodnocené území je proto nutné provést ověření platnosti jejich hodnot na základě doplňkových rozborů v terénu a na jejich základě tabulková data zpětně korigovat tak, aby výpočet mohl postihnout specifické podmínky analyzovaného území.

Uvedené hodnoty jsou použity pro vyjádření složky látkového odnosu z plošných a difúzních zdrojů znečištění, přičemž nezahrnují zátěž z bodových zdrojů znečištění a atmosférické depozice, které je pro bilanční hodnocení nutno počítat odděleně.

3. 7. Výpočet látkového odnosu

Vlastní látkový odnos v jednotlivých parametrech znečištění potom probíhá prostorovým vynásobením gridů odtoku a průměrné koncentrace pro jednotlivé látky – viz rovnice (1) a (2). Podle zvolené velikosti pole gridu můžeme potom přímo z mapy odečítat hodnoty ročního odnosu dané látky v patřičných jednotkách. Při velikosti hrany pole gridu 100 m, která je postačující pro středně velká povodí, tak vycházejí jednotky látkového odnosu v běžné používaných kg/ha.

4. Aplikace modelu na povodí Berounky

Model hodnocení plošných zdrojů znečištění byl aplikován na modelovém území, které představovalo povodí Berounky od Plzně po soutok s Vltavou.

4.1. Vstupní data

Jako základní prostorová jednotka pro modelování byl zvolen grid o velikosti pole 100 × 100 m. Do této struktury byly postupně převedeny veškeré vstupní údaje a v tomto rozlišení byly rovněž poríženy jednotlivé výstupy.

Charakter využití území byl vyhodnocen na základě GIS vrstvy landuse/landcover z projektu CORINE. Vektorová vrstva byla pro následné výpočty reklasifikována do nových hlavních kategorií landuse a převedena na grid o velikosti pole 100 × 100 m.

Digitální model reliéfu byl sestaven na základě liniové vrstvy vrstevnic z databáze ArcČR 1:500 000 s intervalem 50 m. Vrstevnice byly zahuštěny o kóty vodních toků a nádrží a o vrcholy. Vzhledem k velikosti hodnocené oblasti, rozměru pole gridu a především účelu použití, kterým bylo odvození srážkového pole, lze míru podrobnosti výškopisných podkladů hodnotit jako postačující. Údaje o srážkových úhrnech na stanicích v povodí byly převzaty ze sítě klimatických stanic ČHMÚ.

Tabulka průměrných koncentrací vybraných znečišťujících látek pro jednotlivé třídy landuse byla nově vytvořena na základě kombinace různých podkladů, jednak tabulkových hodnot převzatých z literatury (viz výše), dále z hodnot hydrogeochemického mapování ČGÚ a jednak z hodnot, získaných analýzou dat o kvalitě vody pro kontrolní profily s určitým charakterem landuse.

4.2. Zpracování

Hodnoceným obdobím byla situace, odpovídající roku 1998. Pro toto období byly použity údaje o srážkách, stejně jako referenční hodnoty průtoku a látkových odnosů z povodí.

Model byl zpracován v prostředí GIS MapInfo Professional 6,0 s 3D nadstavbou Vertical Mapper 2,6, přičemž vzhledem k obecnému charakteru řešení je možné uvedený postup realizovat v prakticky libovolném GIS software, umožňujícím kombinované zpracování vektorových a rastrových dat.

4.3. Výsledky hodnocení plošných zdrojů znečištění v povodí Berounky

4.3.1. Srážky a odtok

Hodnoty vypočtených ročních srážkových úhrnů se na povodí Berounky pro situaci odpovídající roku 1998 pohybují v rozmezí 365 – 775 mm, přičemž průměrná výška srážek na celé povodí činí 564 mm. Z mapy rozložení průměrných dlouhodobých srážkových úhrnů je patrná závislost srážkového úhrnu na nadmořské výšce, která však v povodí Berounky neplatí univerzálně. Díky korekci hodnot ze srážkoměrných stanic tak je patrný srážkový stín v severozápadní části území, v povodí Střely. Toto území přes vyšší nadmořské výšky patří spolu s horním povodím Rakovnického potoka k nejsušším oblastem povodí Berounky.

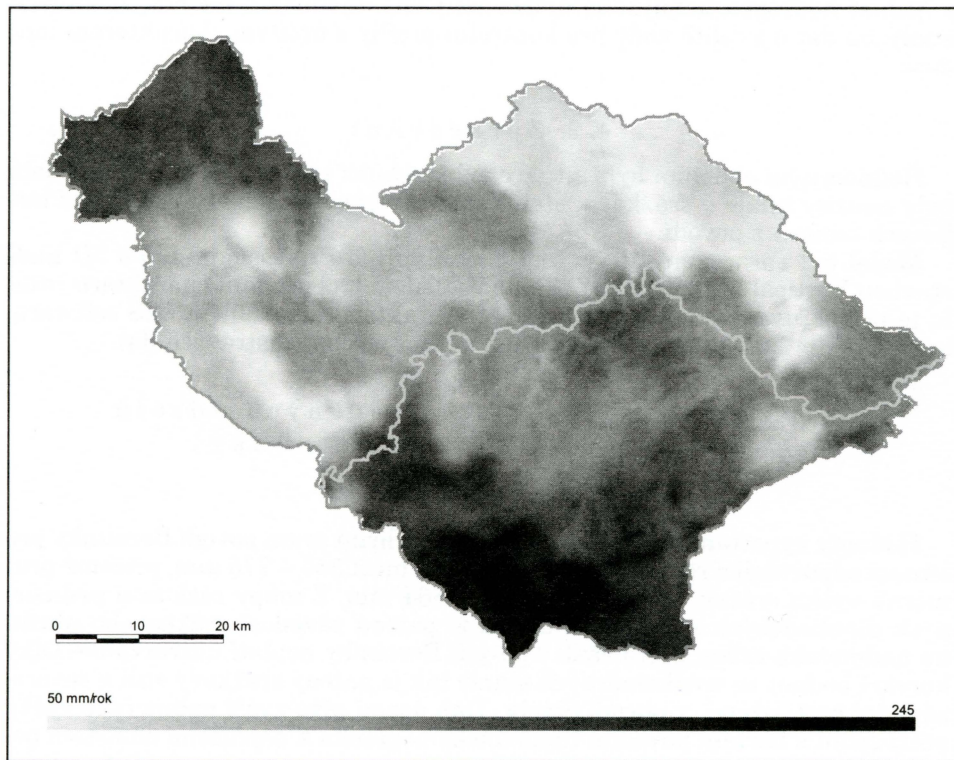
Velikost odtokového součinitele se na povodí Berounky pohybuje v rozmezí 0,11 – 0,33, průměrná hodnota činí 0,21. Nejvyšších hodnot je dosaženo v okrajových částech povodí – v oblasti Brd a Slavkovského lesa. Hodnoty odtokového součinitele zároveň dobře korelují s dalším ukazatelem, vyjadřujícím podmínky pro odtok z území – hustotou říční sítě.

Výška odtoku na povodí Berounky se podle modelu pohybuje mezi 50 a 245 mm, přičemž průměrná výška odtoku na celém povodí dosahuje 118,5 mm. Rozložení odtoku z povodí je nepravidelné a v zásadě vychází z rozložení srážkových úhrnů. Výrazně jsou však diferencovány sušší severozápadní oblasti od nejvlhčích partií Brd, a to přes srovnatelné nadmořské výšky. Oblast s nejnižší odtokovou výškou představuje horní povodí Rakovnického potoka, povodí Loděnice a Třemošné. Nejvyšší odtokové výšky naopak pozorujeme na horním povodí Klabavy, Litavky a Střely (obr. 2).

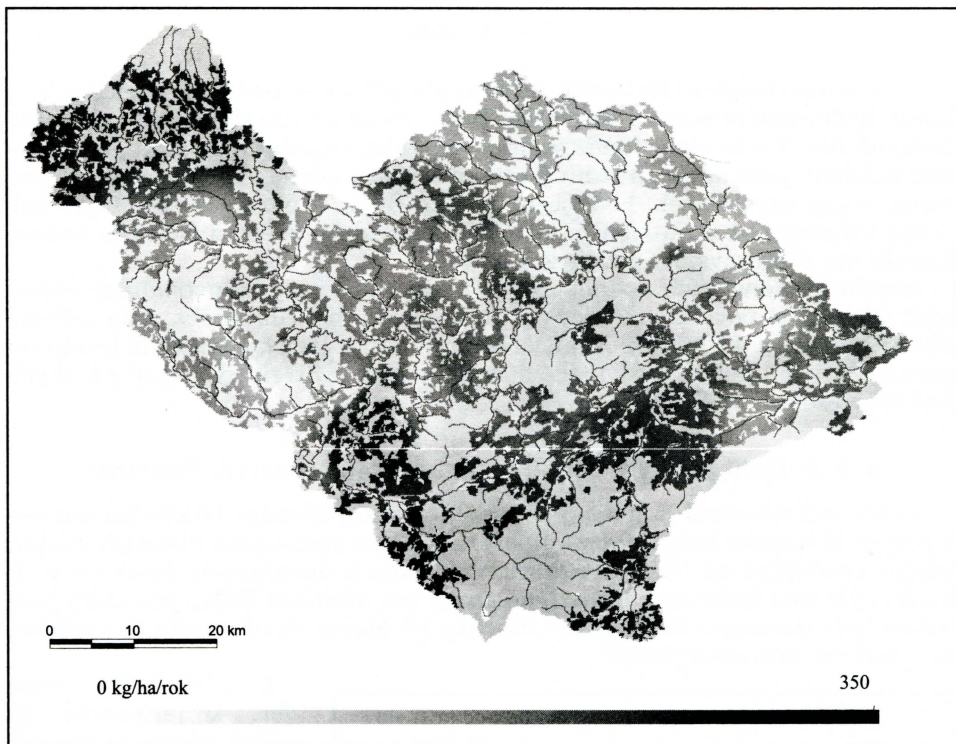
4. 3. 2. Dusičnanový dusík

Znečištění povrchových vod v povodí Berounky dusičnanovým dusíkem má prakticky výlučně původ v plošných zdrojích znečištění. Hlavním zdrojem zátky je zde intenzivní zemědělská výroba, kde dochází k odnosu dusičnanového dusíku do povrchových vod v důsledku aplikace hnojiv, ale i vyplavováním dusíku akumulovaného v půdním horizontu.

Výsledky modelu ve značné míře odpovídají jak základním teoretickým předpokladům, tak hodnocením, prováděným klasickými postupy. V odnosu



Obr. 2 – Berounka – odtoková výška



Obr. 3 – Berounka – odnos N-NO₃ z plošných zdrojů znečištění

dusičnanů jednoznačně dominují zemědělsky využívané plochy, přičemž vlastní velikost odnosu závisí na charakteru landuse silněji než u ostatních ukazatelů. Roční hodnoty látkového odnosu nitrátů se pohybují od 10 do 350 kg/ha za rok. K nejintenzivnějšímu odnosu přitom dochází v zemědělsky exponovaných oblastech povodí Litavky, Klabavy, ale i méně vodných regionech horního povodí Střely (obr. 3).

4. 3. 3. Celkový fosfor

Odnos celkového fosforu z plošných zdrojů znečištění má v povodí Berounky podobné prostorové rozložení jako v případě dusičnanů. Hlavním zdrojem fosforu je i zde zemědělství přičemž v podstatně vyšší míře se na celkové míře zátěže podílejí bodové a difúzní zdroje znečištění.

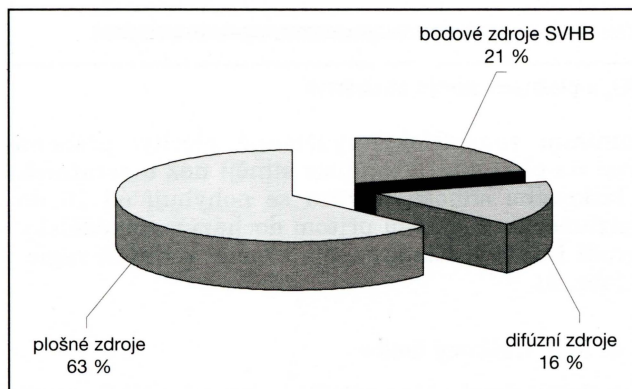
Výsledné hodnoty odnosu celkového fosforu z plošných zdrojů se v rámci povodí Berounky pohybují od 5 do 285 kg/ha za rok. I v případě tohoto ukazatele je patrná výrazná prostorová diferenciacie látkového odnosu v závislosti na charakteru využití území. Nejvyšší rozdíly lze pozorovat mezi třídou lesa a ostatními třídami landuse, jejichž vzájemná variabilita je dále již nižší. Hodnotám látkového odnosu celkového fosforu dominují zemědělské oblasti povodí Klabavy, středního toku Litavky a horního toku Střely. Nejnížší hodnoty jsou opět vázány na lesní oblasti CHKO Křivoklátsko, Brd a horního povodí Třebošné. Za obecně nižšími látkovými odnosy ze zemědělsky exponovaného Rakovnícka i povodí Loděnice stojí nízká úroveň výšky odtoku.

Prostorové rozložení látkového odnosu plošného znečištění organickými látkami, hodnoceném pomocí ukazatele BSK₅, se od ukazatelů zátěže nutrienty výrazně liší. Vedle vlivu landuse můžeme vidět zásadní ovlivnění geografickou polohou, podmiňující rozdílný příjem srážek i odvod vody z povodí. Přímý vstup organických látek, hodnocených jako BSK₅, z plošných zdrojů je však méně výrazný než u nutrientů, když hlavním zdrojem emisí jsou zde bodové komunální a průmyslové zdroje znečištění.

Absolutně nejvyšších hodnot zátěže je dosahováno v industriálních oblastech jižní části povodí – především Rokycanska a Příbramska, kde celkové úhrny přesahují 4 t/ha/rok. Nejnížší látkový odnos logicky odpovídá lesnatým partiím Křivoklátska a Brd, nízké hodnoty v povodí Střely vycházejí z nízkých hodnot odtokové výšky.

4. 3. 5. Podíl plošných zdrojů na látkové bilanci povodí Berounky

Vedle individuálního hodnocení prostorového rozložení látkového odnosu v povodí Berounky bylo rovněž vyjádřeno celkové zastoupení hlavních skupin zdrojů znečištění na látkové bilanci. Vzhledem k dostupnosti datových podkladů bylo toto hodnocení provedeno pouze pro ukazatel BSK₅, pro který jako jediný byly dostupné hodnoty pro všechny tři hlavní skupiny zdrojů znečištění – bodové, difúzní a plošné.



Obr. 4 – Podíl hlavních skupin zdrojů znečištění na látkové bilanci BSK₅ v povodí Berounky. a – bodové zdroje, b – plošné zdroje, c – difúzní zdroje

Z výsledného grafu (obr. 4) je patrné, že plošné zdroje se na celkové látkové bilanci BSK₅ podílejí zhruba dvěma třetinami, bodové a difúzní zdroje potom celkem 37 %. Při porovnání těchto hodnot s výsledky šetření, prováděných v rámci Projektu Labe (Behrendt, Nesměrák) a výsledky dalších studií (Damaška, Michalová aj.) lze konstatovat, že vyjádřený poměr mezi hlavními skupinami zdrojů znečištění odpovídá

obecným poměrům v českém povodí Labe, přičemž vyjádřený podíl plošných zdrojů je možno považovat za dolní mez, přičemž v ukazatelích znečištění dusičnany a fosforem se podíl plošných zdrojů pohybuje mezi 70 a 80 procenty.

5. Závěr

Plošné a difúzní zdroje představují zásadní složku v procesu znečišťování povrchových vod. Jejich podíl na celkové látkové bilanci navíc roste úměrně tomu, jak postupně klesá objem zátěže z přímých bodových zdrojů znečištění.

Přesná kvantifikace objemu znečištění, pocházejícího z plošných a difúzních zdrojů znečištění je však velice obtížná, neboť tyto hodnoty nelze přímo měřit. Většina používaných metod kvantifikace této složky zátěže povrchových vod proto vychází z nepřímého hodnocení buď na základě bilančního hodnocení nebo aditivního přístupu.

Pro možnost přesnějšího hodnocení jak vlastní látkové bilance, tak především prostorové distribuce zátěže z plošných zdrojů znečištění byl autorem sestaven rastrově založený GIS model. Model kombinuje dostupná distanční data o Zemi, jmenovitě digitální model reliéfu a klasifikované satelitní snímky s empirickými daty, naměřenými v povodí. Hodnocené území člení do pravidelného gridu, přičemž pro každé pole této sítě umožňuje vypočítat hodnotu látkového odnosu za dané časové období.

Model byl použit pro hodnocení látkové bilance znečištění z nebodových zdrojů v povodí Berounky v roce 1998. Výsledky hodnocení ukázaly především na silnou prostorovou diferenciaci odnosu látek z plochy povodí, přičemž jako hlavní prvky, ovlivňující tento proces se ukázaly způsob využití území a výška odtoku z území.

Pro látkový odnos se jako rozhodující činitel potvrdil způsob využití území spolu s výškou odtoku. V ukazatelích znečištění dusičnany, fosforem a odnosem rozpuštěných látek připadá nejvyšší míra odnosu jednoznačně na zemědělské plochy, výrazně méně potom na území s přirozenou vegetací i na plochy urbanizované. Naopak u ukazatelů organického znečištění, svázaných s osídlením, je látkový odnos vyrovnanější, přičemž nejvyšších hodnot je dosahováno právě v sídelních oblastech, zemědělských plochách, nejnižších hodnot potom v oblastech s lesní a přirozenou vegetací.

Dosažené výsledky do značné míry odpovídají obecným poznatkům, zjištěným pro hodnocené území. Týká se to zejména celkové látkové bilance, resp. porovnání výsledků modelu s hodnotami, získanými pomocí klasických bilančních hodnocení jak pro území jako celek, tak pro dílčí povodí. Aplikovaná metodika se tak ukázala jako použitelná, přičemž do budoucna je potřeba ověřit její obecnou platnost a využitelnost v praxi.

Literatura:

- BEHRENDT, H., NESMĚRÁK, I. (1996): Zatížení systému Labe z plošných a difúzních zdrojů, Seminář 5 let MKOL, IKSE, Magdeburg.
- DAMAŠKA, J., JURČA, V. (1997): Plošné zdroje znečištění. VÚMOP, Praha.
- DEINLEIN, R. AND BÖHM, A. (2000): Modeling Overland Flow and Soil Erosion for a Military Training Area in Southern Germany, In, Schmidt, J. (ed). Soil Erosion: Application of Physically Based Models, Springer-Verlag, Berlin. s. 163-178.
- DOSTÁL, T., VÁŠKA, J., VRÁNA, K., KLIK, A. (1996): Vodní eroze, skriptum, ČVUT, Praha, Wien.
- FAVIS-MORTLOCK, D. T., GUERRA, A. J. T. (2000). The influence of global greenhouse-gas emissions on future rates of soil erosion: a case study from Brazil using WEPP-CO2. In, J. Schmidt (ed). Soil Erosion: Application of Physically Based Models, Springer-Verlag, Berlin, s. 3-31.
- FOWLER, A. C. (1998): Mathematical Models in the Applied Sciences. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hydrologické poměry ČSSR, HMÚ, Praha, 1970.
- JANSKÝ, B. (1978): Atlas map specifického látkového odnosu pro povodí Berounky. Dílčí zpráva hlavní etapy státního úkolu C 16-331-112. PřF UK, Praha.
- JANSKÝ, B. (1980): Vliv plošných zdrojů látek na kvalitu povrchových vod v českém povodí Labe. Kandidátská disertační práce. PřF UK, Praha.

- JANSKÝ, B. (1983). Bedeutung der Frachten aus diffusen Quellen für die Qualität der Oberflächengewässer Einzugsgebiet der Elbe (Labe). Acta Universitatis Carolinae-Geographica, č. 2, s. 3-25.
- JUST, T. (1997): Rozptýlené a drobné bodové zdroje znečištění vod v povodí vodárenské nádrže Želivka, Vodní hospodářství, č. 6, s. 179-182.
- KALINOVÁ, M. (1997): Hodnocení změn jakosti vody v tocích. Výzkumná zpráva, VÚV TGM, Praha.
- KRYŠANOVA, V., BECKER, A. (1998): Ecological analysis of point and non-point pollution on watersheds, Potsdam Institute for Climate Impact Research.
- LANGHAMMER, J. (1997): Matematické modelování jako metoda hodnocení jakosti vody, Geografie – Sborník ČGS, 102, č. 4, s. 241-253.
- LANGHAMMER, J., MATOUŠKOVÁ, M. (2000): Výzkum kvality vodní složky přírodního prostředí v povodí Berounky. Závěrečná zpráva, KFGG PrF UK, Praha, 158 s.
- LANGHAMMER, J. (1997): Non-point pollution assessment using GIS model in Berounka river basin, 7. Magdeburský seminář o ochraně vod v povodí Labe, Karlovy Vary.
- LANGHAMMER, J. (1999): Vývoj kvality vody v Labi – aplikace matematických modelů jakosti vody. Disertační práce, PrF UK, Praha, 235 s.
- MICHALOVÁ, M. a kol., (1998): Projekt Labe II – Etapový úkol 02 Plošné a difúzní zdroje znečištění, VÚV TGM, Praha.
- NESMĚRÁK, I. (1978): Hodnocení a modelování jakosti vody v tocích v pevném kontrolním profilu, MLVH ČSR, Praha.
- NESMĚRÁK, I. (1996): Města a obce jako zdroj dusíku. VTEI, č. 5, Praha.
- NESMĚRÁK, I. (1997): Města a obce jako zdroj fosforu, VTEI, č. 2, Praha.
- ROSENDORF, P. (1995): Mechanismy transportu látek v povodí a v nádrži Želivka. VÚV TGM, Praha.
- SAUNDERS, W. K., MAIDMENT, D. R., (1996): A GIS Assessment of Nonpoint Source Pollution in the San Antonio – Nueces Coastal Basin, CRWR, University of Texas, Austin, U.S.A.
- SUCHÁ, K. (1998): Srážkové poměry v povodí Kocábý. PrF UK, Praha.
- WICKENKAMP, V., DUTTMANN, R., MOISMANN, T. (2000): A Multiscale Approach to Predicting Soil Erosion on Cropland Using Empirical and Physically Based Soil Erosion Models in a GIS, In, Schmidt, J. (ed). Soil Erosion: Application of Physically Based Models, Springer-Verlag, Berlin, s. 109-134.
- ZAHRÁDNÍK, J. (1999): Vliv plošných zdrojů znečištění na kvalitu vody v povodí Střely, Magisterská práce, PrF UK, Praha.

Summary

EVALUATION OF NON-POINT SOURCES OF SURFACE WATER POLLUTION

The quantification of the surface water pollution load from non-point pollution sources meets a number of obstacles in practice. The degree of the pollution removed by surface and sub-surface runoff from a basin area cannot be directly measured, unlike the pollution from point sources. All methods of evaluation of the nutrient load from non-point pollution sources are thus more or less indirect. These are nutrient balances or methods of additive calculation of the nutrient load from areas with a specific landuse, calculations of analogies or the application of various models.

The author has developed an empirical grid-based model allowing to evaluate the load from non-point pollution sources in the medium and large-scale river basins. The model allows calculation of the spatial distribution of the pollution load in selected parameters and identification of critical areas in medium and large-scale river basins with the total area of thousands square kilometres. This method combines the available distance data on the Earth – the digital elevation model and classified satellite images with empirical data measured in the river basin.

The model has been tested in the Berounka river basin for the evaluation of selected pollution parameters – nitrates, total phosphorus and organic pollution. The results of the evaluation have shown primarily pronounced spatial differences in transport of the pollution from the area of the basin, while the main factors affecting this process are the landuse pattern and the runoff height.

The determination of the key model input parameters – runoff grid, the landuse pattern and the typical concentrations table – has proved to be of a decisive importance for the appropriate calculation of the nutrient load in river basins. In the case of pollution by nitrates, phosphorus and transport of dissolved substances, the highest load values are clearly related to agricultural areas, while loads from areas with natural vegetation cover are considerably low. On the other hand, the pollution load distribution is more equalized in the organic pollution related to the settlement, while the highest values are found in urban and agricultural areas, and the lowest values are typical of areas with forests and natural vegetation cover.

The results correspond in a considerable extent to other general knowledge concerning the evaluated region. This concerns particularly the total substance balance, or the comparison of the results of the model with the values obtained by standard balance evaluations both for the region as a whole and for the individual river basins. The model has proved to be applicable and its general validity and applicability in practice will have to be verified for future use.

Fig. 1 – Method of load transport calculation

Fig. 2 – Berounka – runoff height

Fig. 3 – Berounka – N-NO₃ transport from area pollution sources

Fig. 4 – Part of the principal groups of pollution on the BSK5 load balance in the Berounka catchment area. a – point sources, b – area sources, c – diffuse sources.

(Pracoviště autora: katedra fyzické geografie a geoekologie Přírodovědecké fakulty UK, Albertov 6, 128 43 Praha 2; e-mail: langhamr@natur.cuni.cz.)

Do redakce došlo 16. 1. 2002