

**JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH**

**ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA**

Katedra krajinného managementu

## **BAKALÁŘSKÁ PRÁCE**

**Koncentrace nutrientů (dusík, fosfor) v podzemní vodě a základním odtoku**

Autor bakalářské práce: Kateřina Petrášková

Vedoucí bakalářské práce: Ing. Václav Bystřický, Ph.D.

České Budějovice, duben 2013

## ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení: **Kateřina PETRÁŠKOVÁ**  
Osobní číslo: **Z10239**  
Studijní program: **B4106 Zemědělská specializace**  
Studijní obor: **Pozemkové úpravy a převody nemovitostí**  
Název tématu: **Koncentrace nutrientů (dusík, fosfor) v podzemní vodě a základním odtoku**  
Zadávací katedra: **Katedra krajinného managementu**

### Z á s a d y p r o v y p r a c o v á n í :

Práce bude mít charakter literární rešerše týkající se výskytu dusíku a fosforu v podzemní vodě a základním odtoku z povodí. Podzemní voda je často zdrojem pitné vody, a proto je důležité kvalitu těchto vod pečlivě sledovat a případně řešit jejich zhoršující se kvalitu. Rešerše bude zpracována tak, aby sloužila jako podklad pro případné zpracování diplomové práce zabývající se touto problematikou.

Rámcový obsah literární rešerše:

Popis dusíku a fosforu a popis jejich cyklů v přírodě.

Podzemní voda - výskyt, charakteristiky.

Vývoj koncentrací dusíku a fosforu v podzemních vodách v ČR i ve světě.

Základní odtok z povodí a jeho geneze.

Vývoj koncentrací dusíku a fosforu v období základního odtoku.

Rozsah grafických prací: **dle potřeby**  
Rozsah pracovní zprávy: **40 stran textu**  
Forma zpracování bakalářské práce: **tištěná/elektronická**  
Seznam odborné literatury:

Novotny, V. Water quality (Diffuse pollution and watershed management). John Wiley and sons, New York, 2003, 864 s.

Novotny, V., Chesters, G. Handbook of nonpoint pollution - sources and management. Litton educational publishing, 1981, 555 s.

Serrano, E.S. Hydrology for Engineers, Geologists and Environmental Professionals

HydroScience Inc. Lexington, Kentucky, 1997, 468 s.


Maidment, D.R. (ed.). Handbook of hydrology. McGraw-Hill, New York, 1993, 1424 s.

Brutsaert, W. Hydrology: An introduction. Cambridge University Press, 2005, 605 s.

časopisy: Hydrological processes, Journal of hydrology, Physics and chemistry of the earth, Hydrological studies, atd.

Vedoucí bakalářské práce: **Ing. Václav Bystřický**  
Katedra krajinného managementu

Datum zadání bakalářské práce: **8. března 2012**  
Termín odevzdání bakalářské práce: **15. dubna 2013**



Ing. Karel Suchý, Ph.D.

proděkan pověřený vedením ZF

JIHOČESKÁ UNIVERZITA  
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH  
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA  
studijní oddělení  
Studentská 13 ④  
370 05 České Budějovice

L.S.



prof. Ing. Tomáš Kvítek, CSc.

vedoucí katedry

V Českých Budějovicích dne 15. března 2012

## **Prohlášení**

Prohlašuji, že svoji bakalářskou práci jsem vypracovala samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě (v úpravě vzniklé vypuštěním vyznačených částí archivovaných Zemědělskou fakultou JU) elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách.

V Českých Budějovicích dne 12.4.2013

.....  
Kateřina Petrášková

## **Poděkování**

Na tomto místě bych ráda poděkovala vedoucímu bakalářské práce Ing. Václavu Bystřickému, Ph.D. za odborné vedení, cenné rady a trpělivost při tvorbě mé bakalářské práce.

## **Abstrakt**

Cílem této bakalářské práce je objasnit genezi a význam základních živin – dusíku a fosforu, popsat jejich globální cyklus a výskyt ve vodním prostředí. Práce se podrobněji zabývá podzemní vodou, jejím koloběhem v přírodě a významem v lidské společnosti. Popisuje přírodní a antropogenní činitele ovlivňující jakost podzemních vod, mezi kterými převažuje zemědělství. Další část práce tvoří kapitola pojednávající o koncentracích dusíku a fosforu v podzemních vodách v České republice a ve světě, která mapuje jejich vývoj od konce minulého století po současnost. Je zde popsána geneze odtoku, základní rozdělení a činitele, kteří jej ovlivňují. Blíže se práce věnuje základnímu odtoku, jsou zmíněny vybrané metody separace základního odtoku. V poslední části práce je uveden vývoj koncentrace dusíku v základním odtoku.

**Klíčová slova:** dusík, fosfor, podzemní voda, základní odtok, kvalita podzemní vody

## **Abstract**

The aim of my bachelor thesis is explain genesis and difference of basic nutrients - nitrogen, phosphorus, and describe its cycle and occurrence in water. The second part of this thesis is about groundwater, its cycle and difference in human society. It describe natural and anthropogenic impact (mainly agriculture) influence over quality of groundwater. The next part is about concentration of nitrogen and phosphorus in groundwater in Czech Republic and over the world and its development. The genesis of runoff and its dividing is describe in the fourth part. In this part there are also methods of baseflow separation. The last part is about development and concentration of nitrogen in baseflow.

**Keywords:** nitrogen, phosphorus, groundwater, baseflow, groundwater quality

## Obsah

<b>1. Úvod .....</b>	<b>8</b>
<b>2. Dusík .....</b>	<b>9</b>
2.1. Zdroje .....	9
2.2. Globální cyklus dusíku .....	10
2.3. Dusík ve vodách .....	13
<b>3. Fosfor .....</b>	<b>14</b>
3.1. Zdroje .....	14
3.2. Globální cyklus fosforu .....	15
3.3. Fosfor ve vodách .....	17
<b>4. Podzemní voda .....</b>	<b>18</b>
4.1. Oběh vody v přírodě .....	18
4.2. Zdroj podzemních vod .....	21
4.3. Význam podzemních vod .....	22
4.4. Činitele ovlivňující jakost vod .....	23
<b>5. Vývoj koncentrací dusíku a fosforu v podzemních vodách .....</b>	<b>26</b>
5.1. Vývoj kvality podzemní vody v ČR .....	27
5.2. Vývoj kvality podzemní vody ve světě .....	31
<b>6. Základní odtok .....</b>	<b>37</b>
6.1. Druhy odtoku .....	38
6.2. Činitele ovlivňující odtok .....	40
6.3. Vztah mezi podzemní a povrchovou vodou .....	41
6.4. Metody separace základního odtoku .....	44
<b>7. Vývoj koncentrací dusíku v základním odtoku .....</b>	<b>47</b>
<b>8. Závěr .....</b>	<b>49</b>
<b>9. Použitá literatura .....</b>	<b>50</b>

## 1. Úvod

Přítomnost vody je základním předpokladem pro vznik života a její množství a kvalita je důležitá pro rozvoj a další existenci všech živých organismů. Voda je součástí každé zemské sféry, účastní se všech podstatných biologických, fyzikálních a chemických procesů, tvorby klimatu a také je důležitým transportním prvkem. Celý systém oběhu vody na Zemi je v nejširším slova smyslu vodohospodářskou soustavou (*Štamberová et al., 1998*). Přírozený koloběh vody se považuje za největší a nejvýznamnější látkový koloběh.

Člověk už od nepaměti využívá vodní zdroje k různým lidským aktivitám a přírozený koloběh vody svými činnostmi výrazně ovlivňuje. Takové počinání má negativní dopady zejména na dostupnost dostatečného množství kvalitní pitné vody. Převážné množství pitných vod pochází ze zdrojů vod podzemních. Pro jejich specifické vlastnosti a chemické složení je považujeme za velmi cennou složku životního prostředí. Negativní dopady lidské činnosti se projevují až po určité době a nejsou na první pohled znatelné. Znečištění může v oběhu podzemní vody putovat i několik let. Následné odstranění či částečné snížení znečištění podzemních vod se řadí k náročným úkonům.

K největšímu znečišťování a znehodnocování vodních zdrojů docházelo od poloviny minulého století, a to zejména zintenzivněním zemědělské výroby a aplikací nadměrného množství dusíkatých a fosforečných hnojiv. Nutrienty dusík a fosfor jsou nezbytné pro rozvoj a růst organismů. Zároveň se významně podílejí na znečištění půdy, vodních zdrojů i atmosféry. Od počátku devadesátých let minulého století se začal stav vodních zdrojů zlepšovat, a to zásluhou opatření, mezi které patřilo například snížení množství aplikovaných hnojiv, omezení vypouštění odpadních vod do vodních toků a rozšiřování sítě čistíren odpadních vod.

Cílem této práce je objasnit chování a výskyt nutrientů dusíku a fosforu v podzemní vodě a základním odtoku. Vysvětluje význam pojmů podzemní voda a základní odtok a způsob, kterým se nutrienty do podzemní vody a základního odtoku mohou dostat. Dále se zabývá vývojem jejich koncentrací v podzemní vodě a základním odtoku v České republice a ve světě.



## 2. Dusík

Dusík spolu s fosforem patří mezi nejdůležitější makrobiogenní prvky. Patří do skupiny tzv. nutrientů, které jsou nezbytné pro rozvoj mikroorganismů (Pitter, 1999). Dusík je čtvrtou nejhojnější složkou živé hmoty (Císař et al., 1987). Uplatňuje se při všech biologických procesech probíhajících v povrchových, podzemních a odpadních vodách a při biologických procesech čištění a úpravy vody (Pitter, 1999).

Rostliny a mikroorganismy přijímají dusík ve formě nitrátových, amonných a nitritových iontů. Je složkou mnoha důležitých biomolekul: bílkovin, nukleových kyselin, chlorofylu, chitinu atd. (Šimek, 2003).

### 2.1. Zdroje

Dusík je v zemské kůře vzácný prvek (0,03 %), zato je však převládající součástí vzduchu (molekulární dusík  $N_2$ ) a je hojný ve vulkanických plynech. Vyvěřelé a přeměněné horniny obsahují dusíku velmi málo, a to ve formě plynné a jako amoniak ( $NH_3$ ). Mnohem více dusíku obsahují usazené horniny a půda. Dusík je součástí ledků (dusičnanů, nitrátů), některých dalších vzácnějších nerostů a dále některých živců a uhlí. Nejčastější minerály jsou nitrokalit (dusičnan draselný  $KNO_3$ ; nazývá se také ledek draselný) a nitronatrit (dusičnan sodný  $NaNO_3$ ; také ledek sodný), který obsahuje kolem 16 % dusíku. K dalším dusíkatým nerostům patří nitrobaryt (dusičnan barnatý), nitrokalcit (vodnatý dusičnan vápenatý) a nitromagnezit (vodnatý dusičnan hořečnatý) (Svoboda et al., 1983).

Splaškové odpadní vody jsou jedním z významných zdrojů anorganických a organických sloučenin dusíku. Dalším významným zdrojem dusíku jsou odpady ze zemědělství (z živočišné výroby a splachy ze zemědělsky obdělávané půdy hnojené dusíkatými hnojivy), z potravinářského průmyslu a některé průmyslové odpadní vody (např. z tepelného zpracování uhlí) (Pitter, 1999).

Podle Pittra (1999) je důležitá specifická produkce dusíku připadajícího na 1 obyvatele za 1 den. Liší se podle vybavenosti bytů, podle počtu obyvatel připojených na veřejnou kanalizaci a podle podílu průmyslových odpadních vod. Při průzkumu v rámci „Projektu Labe“ byly v devadesátých letech zjištěny tyto hodnoty produkce dusíku připadající na jednoho obyvatele za 1 den:

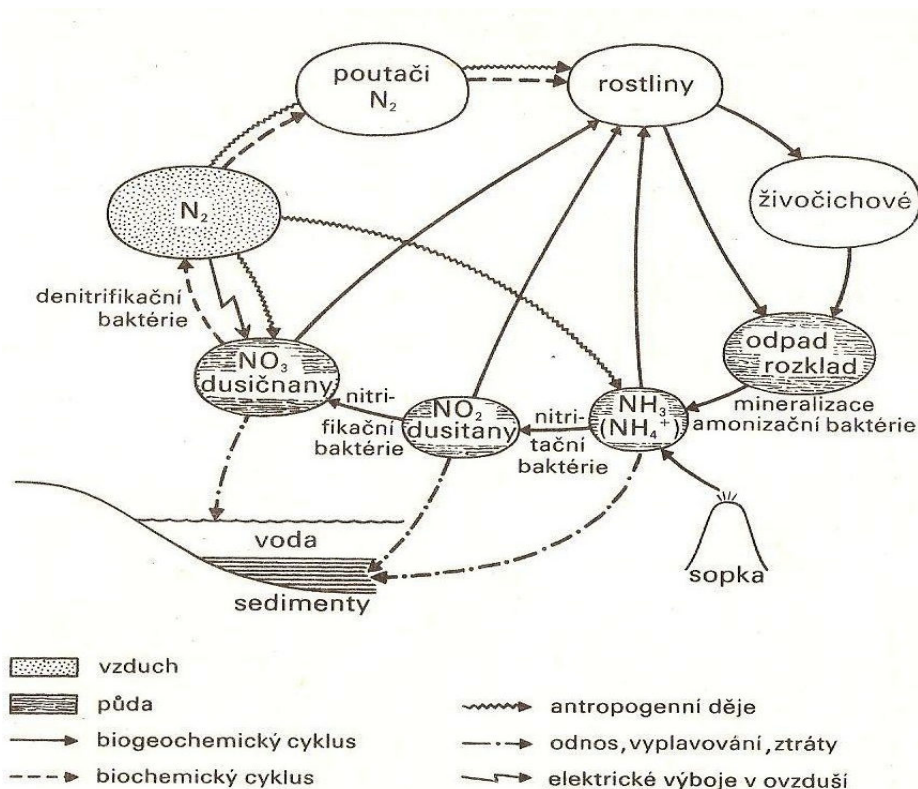
celkový dusík	11 g – 23g
organický dusík	3 g – 16 g
anorganický dusík	8 g – 10 g

Nejčastěji se počítá se specifickou produkcí celkového dusíku 12 g na 1 obyvatele za 1 den.

## 2.2. Globální cyklus dusíku

Přes 98 % veškerého dusíku na Zemi je obsaženo v litosféře, avšak naprostá většina tohoto dusíku se neúčastní globálního cyklu N. Hlavním aktivním zásobníkem dusíku je atmosféra. Atmosféra je primárním zdrojem většiny dusíku, který v současnosti koluje v biosféře (*Šimek, 2003*).

Naprostá většina biot není schopna atmosférický dusík využívat, přestože suchozemské organismy jsou obklopeny „mořem“ dusíku. Organismy jsou všeobecně schopny přijímat pouze dusík vyskytující se v anorganických (amoniak, dusitany, dusičnany) nebo organických sloučeninách (močovina, protein, nukleové kyseliny) (*Lellák a Kubíček, 1991*). Právě činnost živých organismů je také nejvýznamnějším činitelem v oběhu dusíku v globálním měřítku. Kvantitativně největší je biogeochemický oběh v půdě a ve vodě; v obou těchto základních prostředích je dusík často limitující anorganickou živinou. Živé organismy ho využívají na stavbu organických látek, které se postupně mění v různých potravních řetězcích, do jejichž poslední fáze se zapojují mikroorganismy, zejména půdní bakterie, které postupně sloučeniny dusíku mineralizují na anorganické živiny (*Císař et al., 1987*).

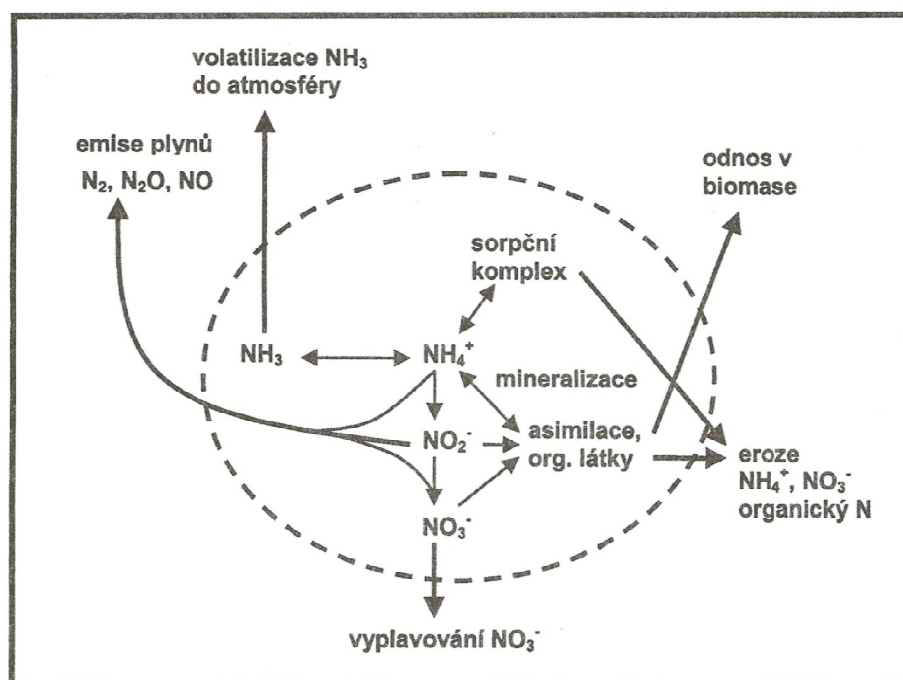


**Obr. 1. Cyklus dusíku** (podle Císaře et al., 1987)

Biogeochemický cyklus dusíku je značně komplikovaný (obr. 1). Pevná trojná vazba mezi atomy molekulárního  $N_2$  ( $N\equiv N$ ) působí, že se dusík chová jako inertní plyn (Lellák a Kubiček, 1991). Předpokladem každé reakce je rozbití této trojné vazby. V přírodě plní tento energeticky náročný úkol enzym nitrogenáza, kterou obsahuje mnoho druhů půdních mikroorganismů; známé jsou zejména bakterie rodu *Rhizobium*, žijící symbioticky s kořeny motýlokvětých rostlin. Tento proces je energeticky velmi náročný, příslušné mikroorganismy při něm spotřebují poměrně velké množství energie, získané jinými metabolickými procesy. Tímto způsobem se fixuje dusík do organických sloučenin, z nichž přechází do četných jiných chemických forem organických i anorganických (Moldan et al., 1979).

Jak je zřejmé z obrázku 2, sestává cyklus dusíku v suchozemském ekosystému většinou z několika základních procesů (Šimek, 2003). Dusík vázaný rostlinnou biomasou může být vylučován zčásti do prostředí, zčásti ho využívají konzumenti a zbytek se uvolňuje rozkladem uhynulých rostlin. Biomasou živočichů se část dusíku vrací do prostředí ve formě exkrečních produktů jako amoniak, močovina, aminokyseliny a kyselina močová a rozkladem tkání uhynulých živočichů. Organicky vázaný dusík je mineralizován a vylučován jako amoniak. Proces

označujeme jako amonifikaci (Lellák a Kubiček, 1991). Po odumření biomasy je amoniak z organických vazeb uvolněn. Může být znovu využit jako živina, vázán v půdě, volatilizován do atmosféry nebo nitrifikací převeden na nitrátovou formu ( $\text{NO}_3^-$ ). Nitrátový dusík může být také využit jako živina, může být redukován na amoniak, vyplaven z půdy nebo denitrifikací převeden na plynný oxid dusný ( $\text{N}_2\text{O}$ ) a molekulární dusík ( $\text{N}_2$ ). V těchto formách se dusík vrací do atmosféry a cyklus N se uzavírá (Šimek, 2003).



Obr. 2. Hlavní přeměny dusíku v půdě a mechanismy jeho ztrát (podle Stevensona a Colea, 1999)

Kliner et al. (1978) uvádí, že v přírodním prostředí dochází ke koloběhu dusíku:

**N organický** (původní) – **N amoniakální** – **N dusitanový** – **N dusičný** – **N organický** (nový)

Cyklus dusíku v prostředí zcela zásadně ovlivňuje člověk tím, že těží dusíkaté horniny a minerály (ledky) a používá je jako hnojiva a jiné výrobky. Dusík z hnojiv a nepřeborného množství jiných výrobků se posléze po řadě přeměn vrací ve formě plynů zpět do atmosféry (Šimek, 2003).

### 2.3. Dusík ve vodách

Větší množství dusičnanů se dostává do vod v důsledku jejich používání v zemědělství ve formě hnojiv a ze znečištění prostředí lidskými a zvířecími výkaly. Dusík z průmyslových hnojiv je hlavním zdrojem anorganického dusíku v povrchových vodách a na mnohých místech stimuluje růst řas (eutrofizaci). V povrchových vodách se organicky vázaný dusík objevuje jako produkt biologických procesů po vypouštění splaškových a některých průmyslových odpadních vod (*Zachar et al., 1987*). Ačkoli dusík v podzemní vodě je především antropogenního původu, geologický dusík, tj. dusík související s určitým geologickým utvářením sedimentárního původu, se také vyskytuje (*Chalk and Keeney, 1971; Boyce et al., 1976*).

Ve vodách se dusík vyskytuje jako amoniakální, dusitanový, dusičnanový a organicky vázaný. Distribuci jednotlivých forem určují složité chemické a biochemické procesy. Amoniakální dusík vzniká jako produkt mikrobiálního rozkladu organických dusíkatých látek, zejména proteinů, v redukčním prostředí. Dusitany vznikají ve vodách biochemickou oxidací amoniakálního dusíku nebo biochemickou redukcí dusičnanů. V pitných vodách jsou indikátory čerstvého znečištění. Dusičnany se v nízkých koncentracích nacházejí téměř ve všech vodách (*Zachar et al., 1987*). Podle Pittra (1999) se dusík vyskytuje ve vodách v různých oxidačních stupních, v iontové i neiontové formě. V úvahu přicházejí tyto oxidační stupně dusíku:

- III amoniakální dusík ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NH}_3$ ), kyanatany ( $\text{CNO}^-$ ), kyanidy ( $\text{CN}^-$ )
- 0 elementární dusík ( $\text{N}_2$ )
- +I hydroxylamin ( $\text{NH}_2\text{OH}$ ), oxid dusný ( $\text{N}_2\text{O}$ )
- +III dusitanový dusík ( $\text{NO}_2^-$ )
- +V dusičnanový dusík ( $\text{NO}_3^-$ )

Koncentrace dusíkatých látek v tekoucí vodě se mění během roku v závislosti na průtoku a obsahu organických látek, na střídání a délce rychlejších a pomalejších úseků toku (doba zdržení) a na biologické aktivitě (*Lellák a Kubíček, 1991*). V maximální koncentraci se dusičnany nacházejí v podzemních vodách v zimním, tj. mimovegetačním období, kdy se vyluhují z půdy, protože jsou jen velmi slabě zadržovány v půdním sorpčním komplexu. V letním, tj. vegetačním období, jsou

naopak z vody odčerpávány vegetací. Maxima a minima závisí také na způsobu obdělávání půdy (*Pitter, 1999*).

Nadbytek dusíku v prostředí působí mnoho problémů. Vede ke znečištění vod (zejména nitráty), ke znečištění zemědělských produktů, jejichž kvalita se tak snižuje. Nadbytek dusíku v půdě a vodě je příčinou zvýšených emisí plyných sloučenin dusíku do ovzduší. Oxidy dusíku podporují tvorbu fotochemického smogu v troposféře i odbourávání ozonu ve stratosféře (*Šimek, 2003*).

### **3. Fosfor**

Fosfor je po dusíku druhou hlavní živinou. Je prvkem, na jehož množství a dostupnosti v půdě podstatně závisí růst rostlin a jejich produktivita (*Šimek, 2003*). Ztráty fosforu mohou mít negativní vliv na kvalitu půdy, podzemních vod, povrchových vod a atmosféry. Mohou mít také vliv na funkci ekosystému včetně Země jako celku (*Schröder et al., 2004*).

Sloučeniny fosforu hrají významnou úlohu v přírodním koloběhu látek. Jsou nezbytné pro nižší i vyšší organismy, které je přeměňují na organicky vázaný fosfor. Po uhynutí a rozkladu organismů se fosforečnany opět uvolňují do prostředí. Zvláště významně se fosforečnany uplatňují při růstu zelených organismů ve vodě (řas a sinic). Fosfor má klíčový význam pro eutrofizaci povrchových vod (*Pitter, 1999*).

#### **3.1. Zdroje**

V zemské kůře je fosfor obsažen (asi 0,1 %) ve formě nerozpustných fosforečnanů vápníku, hořčíku, hliníku a železa. Nahromaděním těchto sloučenin vznikají ložiska fosfátových nerostů (*Lellák a Kubiček, 1991*).

Přírodním zdrojem fosforu ve vodách je rozpouštění a vyluhování některých minerálů a zvětralých hornin. Hlavním primárním minerálem je apatit, variscit, strengit a vivianit (*Pitter, 1999*). Fosforečnanů je velké množství druhů a jsou původu anorganického i organického. Nazývají se podle chemického složení, jejich synonymem jsou fosfáty. Větší ložiska fosfátů se vyskytují hlavně v sedimentech, méně často ve vyvřelých horninách. Přes 80 % vytěžených fosfátů se zužitkuje v zemědělství jako hnojivo (superfosfáty aj. odvozená hnojiva) (*Svoboda et al., 1983*).

Antropogenním zdrojem anorganického fosforu je především aplikace fosforečných hnojiv a odpadní vody z prádelen, do kterých se dostávají fosforečnany z pracích prostředků (fosforečnanové prací prostředky obsahují až 5 % fosforu a někdy i více). Dalším zdrojem jsou polyfosforečnany používané v čisticích a odmašťovacích prostředcích a jako protikorozní nebo protiinkrustační přísady. Člověk vylučuje denně asi 1,5 g fosforu, který přechází do splaškových odpadních vod. Splaškové vody obsahují však také fosforečnany z pracích prostředků a tím se specifická produkce fosforu zvyšuje na 2 až 3 g fosforu na 1 obyvatele za 1 den (Pitter, 1999).

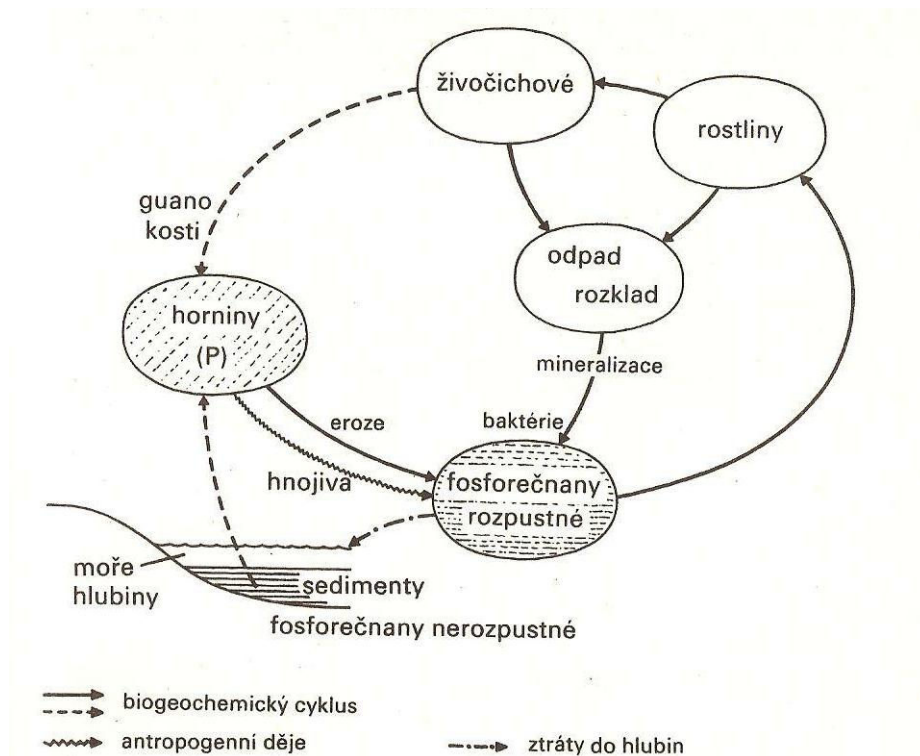
Zdrojem organického fosforu je fosfor obsažený v živočišných odpadech. Dalším zdrojem fosforu organického původu je rozkládající se biomasa fytoplanktonu a zooplanktonu, usazující se na dně jezer, nádrží a toků. Sloučeniny fosforu se dostávají do povrchových vod i z atmosférických depozic (Pitter, 1999).

Na rozdíl od dusíku, síry a jiných prvků je velmi málo fosforu obsaženo v atmosféře, a to pouze v prachových částicích. Tomu odpovídají i poměrně nízké vstupy fosforu do půdy ve spadech (Šimek, 2003).

### **3.2. Globální cyklus fosforu**

Geochemický koloběh fosforu se liší od koloběhu ostatních hlavních biogenních prvků tím, že chybí jeho atmosférická část. Všechny typy atmosférického transportu jsou nevýznamné s výjimkou místního transportu uskutečňovaného mořskými ptáky, kteří jsou odpovědní za akumulaci guána (nahromaděný trus mořských ptáků, který obsahuje velké množství fosforu) (Moldan et al., 1979).

Jelikož nemůže být ani jedna z obvyklých sloučenin fosforu přemístována atmosférou, sdílí fosfor s vodou pouze část jejího koloběhu – z litosféry do hydrosféry. Jestliže by na zemi neexistoval život v biosféře, pak by se stal oceán posledním rezervoárem fosforu. Návrat fosforu z hydrosféry do litosféry probíhá pouze přes biosféru a za normálních okolností je velmi pomalý (Heteša a Kočková, 1997).

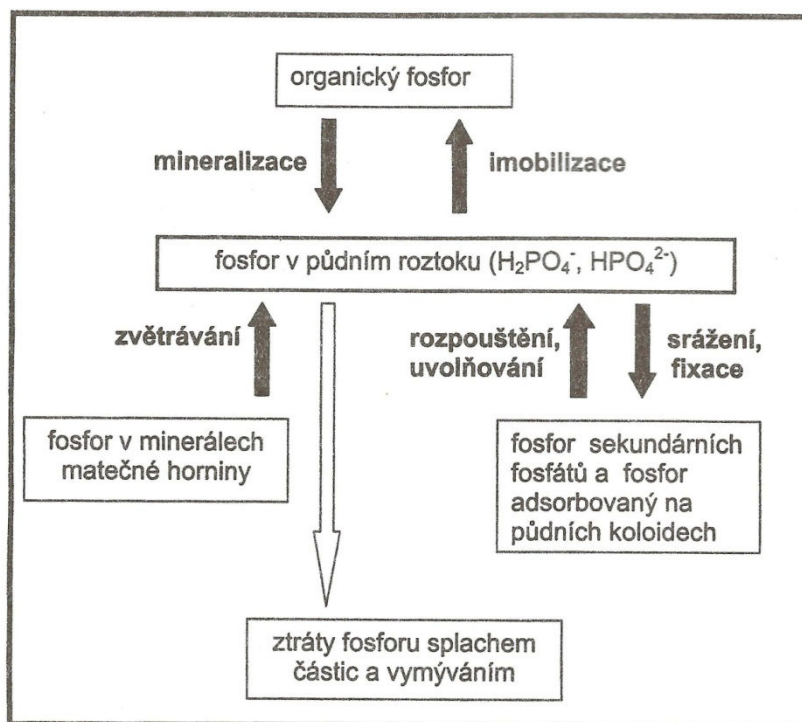


**Obr. 3. Cyklus fosforu** (podle Císaře et al., 1987)

Fosfor se dostává do prostředí zvětráváním minerálů, později i ve formě organických zbytků a v posledních staletích stále významněji přispěním člověka, který urychluje globální cyklus P (Šimek, 2003).

Na obrázcích 3 a 4 vidíme, jak se fosfor dostává zvětráváním hornin do půdy a tam může být využit rostlinami ve formě fosfátu. Poté se stane součástí porostu nebo je navrácen do půdy vyloučením nebo rozkladem. Tento cyklus mezi organismy a půdou se často vyskytuje v ekosystémech se dvěma hlavními výjimkami: (1) fosfáty mohou vyluhovat z ekosystémů do podzemní vody, pokud nejsou absorbovány nebo vázány a (2) fosfáty držící se v půdních částicích mohou být odstraněny erozí. V obou těchto případech opustí fosfát ekosystém a skončí v oceánu. Jakmile je fosfor uložen do moře, vstupuje do časového rámce nutného pro navrácení cyklu zpět do pevninských systémů geologická oblast, tedy významný lokální cyklus, který udržuje fosfor v ekosystému (Gliessman, 2007).





**Obr. 4. Hlavní procesy přeměn fosforu v půdě (podle Fotha, 1990)**

Přirozený pohyb fosforu je velmi pomalý, protože téměř chybí atmosférický transport (Moldan et al., 1979). V globálním měřítku a v dlouhodobém horizontu se tedy v případě fosforu spíše než o typický cyklus jedná o jednosměrný přesun P z hornin do sedimentů. Ty ovšem mohou být v geologicky významných časových intervalech ze dna moří vyzdviženy, mohou zformovat usazené horniny a z nich může být posléze fosfor opět zvětráván a dalšími procesy uvolňován a přesouván do nových sedimentů (Šimek, 2003).

Člověk do tohoto koloběhu podstatně zasahuje produkcí fosforečných umělých hnojiv, která se vyrábějí úpravou přirozených těžených fosfátů. Kvantitativně je tento vliv značný (Moldan et al., 1979).

### 3.3. Fosfor ve vodách

Podzemní vody obsahují obvykle pouze velmi malé množství fosforečnanů geologického původu. Větší množství fosforečnanů obsahují povrchové vody v důsledku používání tensidů, fosforečných hnojiv atd. Dalšími zdroji jsou splaškové odpadní vody a odumřelé vodní rostliny a živočichové. Sloučeniny fosforu významnou mírou přispívají k eutrofizaci vod (Zachar et al., 1987). Značný podíl

fosforu se do povrchových vod dostává z detergentů, používaných jako prací a čisticí přípravky v průmyslu, domácnostech a zemědělských závodech (*Bulíček et al., 1977*).

Fosforečnany se z hornin litosféry uvolňují především zvětráváním. Do vodních ekosystémů přicházejí ve formě rozpuštěných ortofosforečnanů nebo jejich sraženiny, většinou fosforečnanu železitého (*Lellák a Kubíček, 1991*).

V podzemních vodách mají fosforečnany indikační význam. Pokud jejich koncentrace v těchto vodách náhle vzroste, svědčí to o možnosti fekálního znečištění (pokud lze vyloučit znečištění způsobené fosforečnanovými hnojivy). Protože se snadno zadržují v půdě chemickými procesy a adsorpcí, má vzrůst jejich koncentrace značnou indikační hodnotu. Běžně se analyticky odlišuje celkový fosfor, orthofosforečnanový fosfor a fosfor vázaný v hydrolizovatelných fosforečnanech (*Pitter, 1999*).

Podzemní vody zřídka obsahují více než 0,1 mg/l fosforu. Pouze pokud prochází přes půdu obsahující fosfor nebo půdu znečištěnou organickým materiálem, může být tato hodnota vyšší (*Bartram a Ballance, 1996*).

## **4. Podzemní voda**

Voda je pro lidskou společnost zcela nenahraditelnou tekutinou. Tvoří součást všech organismů, je základní lidskou potravinou, je potřebná k přípravě a výrobě všech druhů potravin, je nenahraditelná pro osobní i veřejnou hygienu. Člověk využívá vodu v zemědělství, průmyslu i v dalších sférách hospodářského života. Bez vody není života (*Tlapák et al., 1992*).

Poměrně největší množství sladké vody se nachází pod zemským povrchem, kde je shromážděno přibližně 97 % pevninské vody v kapalném stavu. Polovina zásob všech podzemních vod je v hloubkách větších než 800 m pod povrchem. V České republice představuje podzemní voda ten nejlepší vodní zdroj pro zásobování obyvatelstva pitnou vodou (*Němec a Hladný, 2006*).

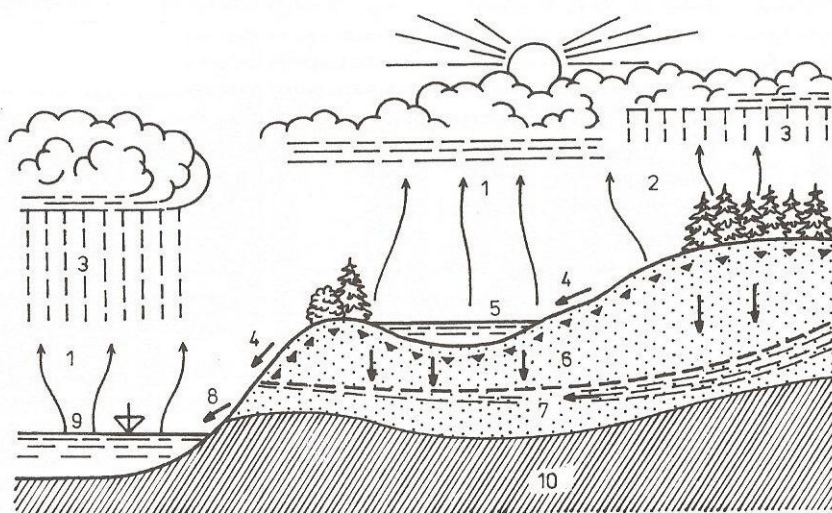
### **4.1. Oběh vody v přírodě**

Rozdělení vody na Zemi je značně nerovnoměrné. Jsou oblasti s nadbytkem vody, ale také oblasti, kde je ceněna každá kapka. Koloběh vody, jehož motorem je sluneční záření, vykazuje sice v jednotlivých klimatických oblastech určitou

pravidelnost, ale jsou známy jeho výrazné změny i během historické doby. Oblasti s dostatkem srážek se změnila na poušť a naopak. Ale i tam, kde donedávna byl od přírody dostatek vody, dochází k jejímu nedostatku, protože jí lidstvo potřebuje stále více (Hadač, 1982).

Podmínkou vyrovnaného stavu vody v přírodě je její oběh (obr. 5) (Tlapák et al., 1992). Hydrologický oběh se skládá ze čtyř hlavních částí, a to z atmosférických srážek, povrchového odtoku, infiltrace a vypařování spojeného s transpirací, tj. předáváním vody do atmosféry rostlinami (Pačes, 1982). Působením tepla se voda vypařuje a přechází do ovzduší jako vodní pára. Kondenzací vodních par v ovzduší vznikají srážky různých skupenství (déšť, rosa, kroupy, sníh), které spadnou zpět do oceánů, moří a na pevninu. Z tohoto množství vody se část vypaří, část vsákne do půdy a část oteče po povrchu. Určitý podíl vody vsáklé do půdy využije rostlinstvo, část vytváří podpovrchové vody a zbytek odtéká formou povrchové vody soustředěné v bystřinách, potocích a řekách zpět do moří. Tím se oběh vody uzavírá (Tlapák et al., 1992).

V hydrologickém cyklu neputují prostředím pouze molekuly vody, ale rovněž všechny látky, které jsou ve vodě rozpuštěny. Protože jak říční, jezerní či potocní voda, tak ani voda srážková není čistou sloučeninou  $H_2O$ , nýbrž obsahuje řadu látek rozpuštěných a unáší i látky nerozpustné (Císař et al., 1987).



Obr. 1. Formy výskytu vody v přírodě: 1 – výpar, 2 – transpirace, 3 – srážky, 4 – povrchový odtok, 5 – jezero, 6 – voda prosakující půdou, 7 – podzemní voda, 8 – pramen, 9 – oceán, 10 – matečná voda.

**Obr. 5. Formy výskytu vody v přírodě (podle Tlapáka et al., 1992)**

V atmosféře je obsaženo asi 14 000 km<sup>3</sup> vody, která se vymění 38x za rok, takže objem srážek, které ročně dopadnou na zemský povrch, překračuje 500 000 km<sup>3</sup> a obnovují se asi 1x za 12 dní. V organismech je obsaženo jen asi 1 120 km<sup>3</sup> vody, ve světovém oceánu je asi 1 338 miliard km<sup>3</sup>. Veškerá voda oceánů se vymění asi 1x za 2 600 let (*Hadač, 1982*).

### **Dělení podpovrchových vod v přírodě**

Podpovrchové vody mají pro náš život velký význam. Na půdní vlhkosti je bezprostředně závislý život rostlin, voda podzemní je v mnohých případech zásobárnou dobré pitné vody, zdrojem vodnosti řek atd. (*Kemel, 1994*).

Voda vyskytující se pod zemským povrchem ve všech formách a skupenstvích se nazývá vodou podpovrchovou. Je to souborné označení pro vodu půdní a podzemní (*Kemel, 1994*). Podpovrchové vody vznikají hlavně vsakováním (infiltrací) srážkové vody do půdy a částečně též srážením (kondenzací) ovzdušné vodní páry v půdě.

Tzv. půdní voda je část do půdy vsáklé srážkové vody, která je v půdním prostředí upoutána různými silami, takže nepodléhá účinkům zemské tíže a neprosakuje již do hlubších horizontů půdního profilu. Naproti tomu podzemní voda (tzv. gravitační) je tvořena srážkovou vodou vsáklou do půdy širšími, nekapilárními póry (nad 0,2 mm) a také půdními trhlinkami nebo kanálky vytvořenými zetlelými kořínky, dešťovkami apod., prosakuje do hloubky působením zemské tíže (*Zachar et al., 1987*) a zpravidla vytváří souvislou hladinu (*Kemel, 1994*).

Společným znakem podpovrchových vod vzniklých jak infiltrací, tak i kondenzací je, že jejich zdroje (srážky nebo vodní pára) jsou vně zemské kůry. Označují se proto jako vody vadózní (exogenní). Na rozdíl od nich vznikají podpovrchové vody také kondenzací vodních par unikajících z chladnoucího vnitrozemského magmatu. Tyto vody se nazývají juvenilní a tvoří jen malou část podpovrchových vod, a pokud pronikají až na zemský povrch jako přirozené vývěry (horská zřídla, gejzíry), bývají již ve větší míře promíšeny vadózní vodou (*Zachar et al., 1987*). Pokud je podzemní voda uchována v dutinách hornin z minulých geologických období a neúčastní se v průběhu delšího časového období oběhu vody v přírodě, nazývá se fosilní voda.

Při koloběhu podzemní vody v přírodě se významně uplatňuje půdní a horninové prostředí, které ovlivňuje kvalitu i kvantitu podzemních vod (*Pitter, 1999*).

#### **4.2. Zdroj podzemních vod**

Největší využitelné zásoby podzemní vody jsou v hydrogeologických pánvích. Hydrogeologické pánve tvoří téměř výlučně druhohorní (křídové) a třetihorní sedimenty (obvykle pískovce, slínovce, jílovce, písky, jíly a jejich přechody). Většina hydrogeologických pánví se rozkládá v níže položených oblastech a tomu odpovídají i nižší srážkové úhrny, které jsou hlavním zdrojem doplňování podzemních vod (*Němec a Hladný, 2006*).

Podle Pittra (1999) se zásoby podzemní vody doplňují trojím způsobem:

- infiltrací srážkových a povrchových vod,
- kondenzací vodních par v půdě,
- vznikem a kondenzací vodních par z magmatu.

Největší podíl podzemních vod se doplňuje prvním způsobem. Z ročního objemu srážek připadá obvykle asi 75 % na výpar, půdní vláhu a doplňování podzemních vod a 25 % na odtok s povrchovými vodami. Část podzemních vod vzniká břehovou infiltrací (pronikáním povrchových vod z nádrží nebo toků do kolektorů hydraulického gradientu) (*Pitter, 1999*). Infiltrace vody z povrchových toků může být trvalá nebo periodická, a to podle stavů hladin povrchové a podzemní vody během roku. Množství povrchové vody, které do podzemních vod infiltruje, závisí především na propustnosti dna řeky. Nejlépe pozorovatelná je infiltrace z povrchových toků v krasovém území. Jak srážkové, tak povrchové vody mohou ovlivňovat kvalitu podzemních vod. Znamená to, že čistota povrchových toků má mimořádný význam pro zachování kvality podzemních vod (*Pelikán, 1983*).

Pokud množství srážek není dostatečné k dosažení maximální vodní kapacity, srážková voda níže nepronikne. Zásoby podzemních vod nejsou doplňovány a dále se vyčerpávají, což se projeví dalším poklesem hladiny (*Kemel, 1994*).

Zdroje doplňování podzemní vody v hydrogeologických pánvích vykazují v průměru menší vydatnost než v hydrogeologických masivech. Tento nedostatek vyvažuje vysoká propustnost hornin, umožňující intenzivní proudění, mnohdy i na vzdálenosti desítek kilometrů. Hydrogeologické pánve mají díky průlinové

porézności velkou schopnost podzemní vodu akumulovat a vytvářejí výhodnější podmínky pro hospodaření s vodou (*Němec a Hladný, 2006*).

K doplňování zásob podzemních vod dochází většinou v jarních měsících. V letních, podzimních a zimních měsících se zásoby podzemních vod obvykle zmenšují a dosahují minima (*Pitter, 1999*).

V ČR se největší zásoby podzemních vod nacházejí v kvarterních sedimentech podél středního toku Labe, Orlice, Moravy, Bečvy, Svratky, Opavy, Ostravice a Morávky a dále pak v křídových sedimentech v povodí Kamenice, Ploučnice, v oblasti Třeboňské pánve, Chebu aj. (*Pitter, 1999*).

### **4.3. Význam podzemních vod**

Přestože jsou podpovrchové vody většinou skryté před zraky člověka, představují z hlediska objemu i kvality základ našich vodních zásob. V České republice představuje podzemní voda ten nejlepší vodní zdroj pro zásobování obyvatelstva pitnou vodou. Podzemní vody celoročně dotují podzemním odtokem povrchové toky (tzv. základní odtok). Zajišťují převážně v období sucha alespoň minimální průtok vody v korytech řek (*Němec a Hladný, 2006*).

Při posuzování z globálního hlediska lze podzemní vody zařadit mezi nevyčerpatelné přírodní zdroje, které se při oběhu vody v přírodě neustále doplňují a obnovují, avšak při využívání těchto zdrojů pro uspokojování potřeb lidské společnosti může dojít k jejich vážnému poškození a znehodnocení. Rozsah těchto negativních antropogenních zásahů není takový, že by mohl ohrozit podzemní vody v jejich podstatě, avšak může mít nepříznivé důsledky pro jejich další využívání, např. proto, že se nežádoucím způsobem změní jakost těchto vod nebo poklesne vydatnost zdrojů apod. (*Kříž, 1983*).

V přirozeném stavu je podzemní voda svými vlastnostmi nejbliže požadavkům na zdravotně nezávadnou a pro člověka biologicky hodnotnou vodu. Tam, kde voda svými přirozenými fyzikálními vlastnostmi nevyhovuje zcela účelům použití, lze ji upravit. Možnosti úpravy jsou však omezeny technickými a ekonomickými podmínkami (*Kliner et al., 1978*).

#### 4.4. Činitele ovlivňující jakost vod

- **činitele přírodní**

Přírodní příčiny jsou vyvolávány klimatickými, geomorfologickými, půdními a jinými vlivy. V zemědělství se z přírodních příčin uplatňuje především eroze půdy, která způsobuje znečištění povrchových a podzemních vod smyvem, odnosem a vyluhováním půdy (Tlapák et al., 1992). Při erozi je půda rozrušována a odnášena vodou nebo větrem. Poškozuje výrazně nejen půdu, ale také znečišťuje erozními produkty vodu (Jůva et al., 1977). Vodní erozi ovlivňují přírodní podmínky, především intenzita srážek, sklony svahů, erozní náchylnost půd a vegetační pokryv. Ve srovnání se světem má naše přírodní krajina poměrně nízký erozní potenciál. Převládající zemědělský ráz krajiny s často vysokým podílem orné půdy, nevhodné způsoby lesního hospodaření a nové antropogenní tvary však zvýšily erozní náchylnost naší krajiny. (Němec a Hladný, 2006).

- **činitele antropogenní**

Antropogenní znečištění souvisí s lidskou činností a je vyvoláváno osídlením, průmyslem a zemědělstvím.

##### *Osídlení*

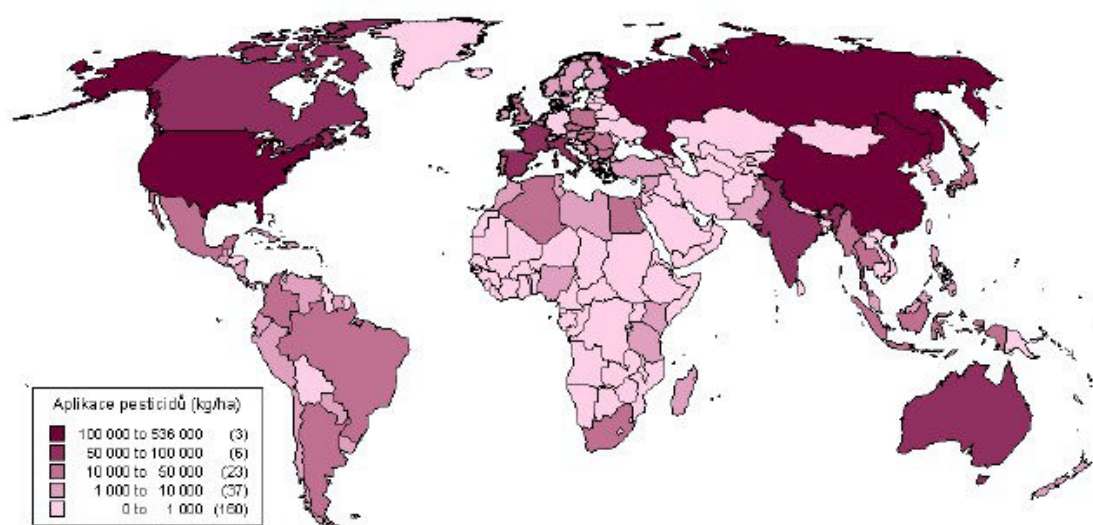
Sídlíšní odpadní vody tvoří směs splachů a odtoků z domácností a různých menších provozoven a srážkového odtoku znečištěného splachem z ulic, parkovišť, dvorů a střech. Tyto vody obsahují velké množství nečistot a zdravotně závadných látek, z nichž značná část tvoří nečistoty organické, které rychle hnijí, přičemž se uvolňují zapáchající plyny, zvláště sirovodík (Tlapák et al., 1992). O množství těchto vod rozhoduje ráz sídliště (Jůva et al., 1977).

##### *Průmysl*

Průmysl je jedním z hlavních zdrojů znečišťování vod, neboť produkuje velká množství různě znečištěných průmyslových odpadních vod, které se vypouštějí často bez předchozího očištění do povrchových vod. Obecně jsou průmyslové odpadní vody závadnější než sídlíšní, a to hlavně proto, že obsahují velká množství organických nebo minerálních znečišťujících látek, jsou velmi kyselé nebo naopak zásadité a často též obsahují jedovaté látky (Jůva et al., 1977).

### *Zemědělské znečištění zdrojů vody*

Intenzivní zemědělská velkovýroba ovlivňuje výrazným způsobem kvalitu povrchových a podzemních vod. K hlavním zdrojům zemědělského znečišťování patří průmyslová hnojiva, většina chemických přípravků používaných v zemědělské výrobě, silážní a senážní šťávy, močůvka, kejda skotu a prasat, odpadní vody z jednotlivých zemědělských provozů, motorová paliva a topné oleje (Tlapák et al., 1992). Nejvážnější nebezpečí dnes především představují dusičnany a fosfor, těžké kovy a pesticidy (Němec a Hladný, 2006). Z obrázku 6 je patrné množství pesticidů aplikovaných ve světě.



**Obr. 6. Aplikace pesticidů ve světě** (podle [www.eea.europa.eu](http://www.eea.europa.eu))

Organické látky přecházejí do podzemních vod jednak přímo odpadními vodami ze zdrojů znečištění, jednak prosakováním srážkových, povrchových nebo podzemních vod úložišti pevných odpadů nebo kontaminovaným horninovým prostředím. Druhotně se mohou objevit v podzemních vodách průsakem znečištěných povrchových vod (Kliner et al., 1978).

Podle Bulíčka et al. (1977) jsou hlavními zdroji živin (dále jen fosfor a dusík) přitékajícími do vod:

- 1) odpadní splaškové a průmyslové vody,
- 2) odpadní vody ze zemědělských závodů,
- 3) splachy ze zemědělsky obdělávaných pozemků.



## Vliv používání hnojiv na kvalitu podzemních vod

K hnojení zemědělských půd se využívají především statková a průmyslová hnojiva. Z hlediska vodních zdrojů se projevují nejnepříznivěji průmyslová hnojiva, ve vodě dobře rozpustná; snadno se vyplavují nebo splachují do povrchových vod nebo se srážkovou vodou infiltrují do podzemních vod. Zvláště nepříznivě se projevují dusíkatá hnojiva na bázi dusičnanů, která se neváží na sorpční komplex půdy a snadno infiltrují do podzemních vod (*Tlapák et al., 1992*).

Rostliny využijí podle okolností 10 – 95 % z aplikovaných umělých hnojiv. Nevyužitá část je splachována a vymývána dešťovou vodou a dostává se do podzemních i povrchových vod. V zemědělsky intenzívně využívaných oblastech pozvolna stoupají v podzemních i povrchových vodách obsahy všech kationtů a aniontů obsažených v umělých hnojivech. Jednak se tím omezuje použitelnost vod jako pitných (pro vysoké obsahy dusičnanů), jednak dochází k eutrofizaci vodních nádrží i povrchových toků následkem vysokých koncentrací anorganických živin ve vodě (*Moldan et al., 1979*).

Růst obsahu dusičnanů a dusitanů, který se blíží a v mnoha případech překračuje hygienicky přípustné obsahy pro pitné vody, je pro podzemní vody hlavním nebezpečím. Základním předpokladem, jak snížit nepříznivé účinky vysokých dávek umělých hnojiv na kvalitu podzemní vody, je dobrá znalost pohybu dusíku v celkovém oběhu podzemní vody a všech faktorů, které pomáhají nebo naopak brání zvyšování jeho obsahu v podzemních vodách (*Pelikán, 1983*).

Je potřeba si uvědomit, že příčinou nárůstu obsahu dusičnanů v povrchových i podzemních vodách jsou především nesprávně volené dávky hnojiv a nevhodné termíny aplikace. Ukazuje se, že nejdůležitější je, aby se dusíkatá hnojiva dodávala rostlinám v optimálních dávkách a v době pro ně nejvhodnější. Jen tak lze dosáhnout toho, aby byla většina dusíku dodaného do půdy rostlinami využita a ne ztracena (vyplavena do vody) (*Bulíček et al., 1977*).

Při nevhodné agrotechnice dochází vlivem vyplavení nebo eroze ke ztrátě 50 až 85 kg N. ha<sup>-1</sup>. Rozhodující podíl z celkového dusíku (97-99 %) tvoří organická frakce, která je až na malé výjimky nepřístupná pro rostliny. Anorganické frakce vznikají mineralizací organické hmoty a jsou tvořeny hlavně ionty NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (vázané na sorpční komplex) a NO<sub>3</sub><sup>-</sup> převážně rozpuštěné v půdním roztoku. Tato forma dusíku je nejčastěji vyplavována do spodních vrstev půdy a podílí se na kontaminaci spodních a povrchových vod (*Kalinová et al., 2007*).

Ve srovnání s dusíkem nebo draslíkem obsahují půdy fosforu jen málo, a to navíc většinou ve formách pro organismy nedostupných. K udržení vyšší hladiny přijatelného fosforu v zemědělských i lesních půdách a k náhradě fosforu odčerpaného v biomase plodin se používá hnojení fosforečnými hnojivy. Po vnesení rozpustných a tedy organismy přijatelných sloučenin fosforu do půdy je však často většina P fixována chemickými a fyzikálními mechanismy do nerozpustných sloučenin. Fosforečná hnojiva se proto obvykle aplikují v dávkách několikrát převyšujících potřeby plodin. Nadměrné vnášení fosforečných sloučenin do prostředí ve formě hnojiv i mnoha dalších výrobků má negativní důsledky v eutrofizaci vod (*Šimek, 2003*).

Ze zemědělských pozemků se fosfor dostává do vod hlavně splachy. Obdobně jako u dusíku množství fosforu splachovaného do vod závisí na mnoha faktorech, jako je poloha polí, způsob orby, oseední postupy, správné obdělávání půdy ohrožené erozí, kvalita hnojiv a jejich zapravování do půdy. Je tedy zřejmé, že celkový přísun fosforu do vod je závislý především na realizaci příslušných opatření přímo v zemědělství (*Bulíček et al., 1977*).

## **5. Vývoj koncentrací dusíku a fosforu v podzemních vodách**

Chemicky čistá je pouze destilovaná voda. Voda vyskytující se v přírodě je různě znečištěná a můžeme ji považovat za velmi zředěný roztok anorganických a organických látek. Složení přírodních vod ovlivňuje rozpustnost tuhých látek a plynů, výměna iontů mezi kapalnou a tuhou fází (půdou, horninami), stejně tak i chemické a biochemické procesy (*Zachar et al., 1987*).

U podzemních vod rozeznáváme znečišťování z bodových zdrojů (vypouštění odpadních vod), z difúzních zdrojů (drobné bodové zdroje rozptýlené po ploše povodí) a z plošných zdrojů znečištění (smyvy z terénního povrchu, půdní eroze apod.). Příčinou plošného znečištění je používání umělých hnojiv, zejména s dávkami dusičnanů, dále erozní smyvy půdy v důsledku narušení původních poměrů v krajině, zejména rozoráním mezí a vytvořením velkoplošných, ničím neregulovaných územních celků (*Němec a Hladný, 2006*).

Podzemní vody mohou být dále nepříznivě ovlivňovány nebo znehodnoceny nadměrným obsahem jiných rozpustných látek (např. chloridy, sírany, dusičnany, fosfáty, sloučeninami vápníku, hořčíku, železa a manganu) (*Kliner et al., 1978*). Tyto látky výrazně zamořují podzemní vody a jsou splavovány dešťovými srážkami do

potoků, jezer a řek. Prostorová studie výskytu živin odhalila rozdílné množství dusíku a fosforu v organických a anorganických složkách příměsí podél některých řek. Z toho vyplývá, že voda je kontaminována v různých úsecích říční sítě odlišně (Němec a Hladný, 2006). Z hlediska obsahu kontaminantů může být kontaminace přírodní podzemní vody poměrně vysoká a může někdy bránit nebo dokonce znemožnit plánované využití vody ze zdroje (Novotny, 2003).

Zdroje podzemních vod jsou často značně ohroženy jak kvalitativně, tak kvantitativně a toto ohrožení bývá většinou skryto přímému pohledu. Často se stává, že se znečištění podzemní vody projeví až za dlouhou dobu, když už je zasažen velký objem zvodně. Kontaminací jsou nejvíc ohroženy mělké zvodně, do kterých se znečišťující látky snadno dostanou; jsou situovány obvykle v dobře propustných sedimentech. V některých případech může být ohrožena i zvodně ležící hluboko pod povrchem terénu (Štambová et al., 1998).

Negativní vlivy antropogenní činnosti se projevují jednak kontaminací zdrojů, jednak narušováním přírodních podmínek oběhu vody. Proces ohrožování vodních zdrojů je velmi složitý a různorodý, jeho následky jsou buď povahy přechodné, nebo dlouhodobé až trvalé, místní nebo plošné a regionální. Z hlediska odstranění negativních zásahů se pak odlišují vlivy postižitelné asanací nebo přirozenou čisticí schopností přírodního prostředí od vlivů, které lze jen nesnadno nebo neekonomicky odstranit, popřípadě které nelze vůbec odstranit (Kliner et al., 1978).

Lidé si mnohdy neuvědomují, že malé znečištění na povrchu může putovat pod zemí desítky let. Proto je nutné důsledně dbát o to, aby infiltrační území podzemních vod nebylo jakýmkoliv způsobem znečišťováno (Němec a Hladný, 2006). Obecně se potvrdilo, že kvalita podzemních vod odráží procesy v přírodě s pomalou dynamikou, takže jakákoliv nápravná opatření se projevují v kvalitě vod s několikaletým zpožděním (Štambová et al., 1998).

## **5.1. Vývoj kvality podzemní vody v ČR**

Česká republika je ve světě známa relativně dobrou péčí o své zdroje podzemních vod a dobrou úroveň vodárenství. Problematickou stránku využití podpovrchových zdrojů však představuje kvalita neupravených podzemních vod.

Český hydrometeorologický ústav monitoruje jakost povrchových vod od roku 1963 a podzemních vod od roku 1984 (Němec a Hladný, 2006). Na počátku rutinního

sledování jakosti vod r. 1963 se zaznamenávaly převážně údaje týkající se kyslíkového režimu, živin, kovů a mikrobiologického znečištění. Během let počet stanovovaných ukazatelů rostl podle stupně poznání, dostupnosti technologií a finančních možností (Kodeš a Leontovyčová, 2008). V současné době se 12x ročně vyhodnocuje jakost vody na 283 profilech na tocích v ČR. Jsou stanovovány ukazatele kyslíkového režimu, základní chemické ukazatele, doplňující chemické ukazatele, těžké kovy, biologické, mikrobiologické ukazatele a ukazatele radioaktivity (Němec a Hladný, 2006).

Kvalita podzemních vod se výrazně zhoršila v sedmdesátých a osmdesátých letech. Zemědělství vážně ovlivnilo kvalitu vody u zdrojů podzemní vody a mnoha umělých nádrží (Ministerstvo životního prostředí ČR, 1999). V roce 1960 byly na vodárenských profilech Vltavy, Jizery a Želivky naměřeny maximální koncentrace dusičnanů kolem  $10 \text{ mg.l}^{-1}$ , v roce 1980 byly zjištěny trojnásobky – max. 29-34  $\text{mg.l}^{-1}$ . Spotřeba dusíkatých hnojiv (tabulka č. 1) v českých zemích v té době vzrostla čtyřnásobně, ze 100 tisíc tun v roce 1960 na 420 tisíc tun v roce 1980 přepočteno na čistý dusík (Němec a Hladný, 2006).

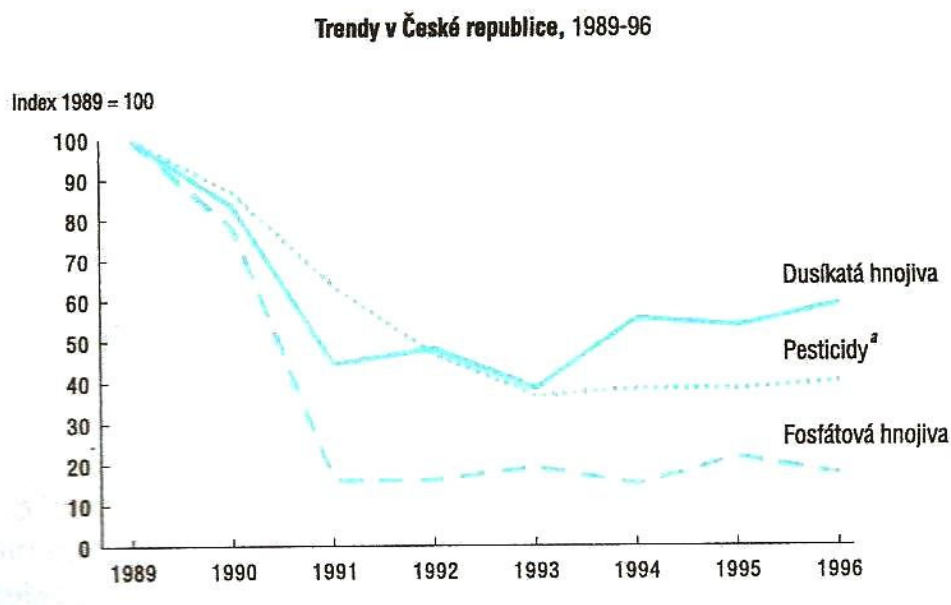
**Tabulka č. 1. Nárůst spotřeby umělých hnojiv v období 60. - 80. let na území tehdejší ČSSR (podle Pelikána, 1983)**

Hnojiva	1965/66	1969/70	1973/74	1976/77	1979/80	Celkový vzrůst proti 1965/66 (%)
t čistých živin						
Dusíkatá	246 404	400 293	465 102	585 723	678 738	175,5
Fosforečná	254 519	312 350	377 765	423 694	504 994	98,4
Draselná	394 703	475 856	562 835	585 876	572 094	45,1
Celkem	895 626	1 188 499	1 405 702	1 595 293	1 755 826	96,0

Systém klasifikace kvality vody v České republice má pět kategorií: I. a II. (neznečištěná), III. (znečištěná), IV. (vysoce znečištěná) a V. (extrémně znečištěná). Rozlišují se také různé skupiny parametrů kvality vody. Např. skupina A představuje organické znečištění, kyslík, BSK<sub>5</sub> a CHSK, skupina B představuje znečištění

živinami, dusíkem v dusičnanech, dusíkem v amonných iontech, celkovým fosforem a suspenzemi (*Ministerstvo životního prostředí ČR, 1999*).

Počátkem devadesátých let minulého století bylo znečištění vod vnímáno jako jeden z hlavních problémů životního prostředí České republiky. Většina významných vodních toků patřila do kategorií silně či velmi silně znečištěných a objevovaly se i vážné kontaminace vod podzemních (*Volaufová, 2008*). Jak je patrné z obrázku 7 spotřeba dusíkatých hnojiv, fosfátů a pesticidů v období od r. 1989 do r. 1996 podstatně klesla. Průměrná spotřeba dusíkatých hnojiv byla v r. 1997 jen 5,8 tuny/km<sup>2</sup>, což je hluboko pod průměrem zemí Organizace pro hospodářskou spolupráci a rozvoj (OECD) - 8,8 tuny/km<sup>2</sup> obdělávané půdy. Dále bylo podstatně omezeno vypouštění znečištění, především z větších komunálních a průmyslových bodových zdrojů. V souvislosti s výrazným omezením aplikace průmyslových hnojiv a pesticidů podstatně klesla i zátěž českých vod ze strany zemědělství (*Ministerstvo životního prostředí ČR, 1999*).



**Obr. 7. Zemědělské vstupy** (podle Ministerstva životního prostředí ČR, 1999)

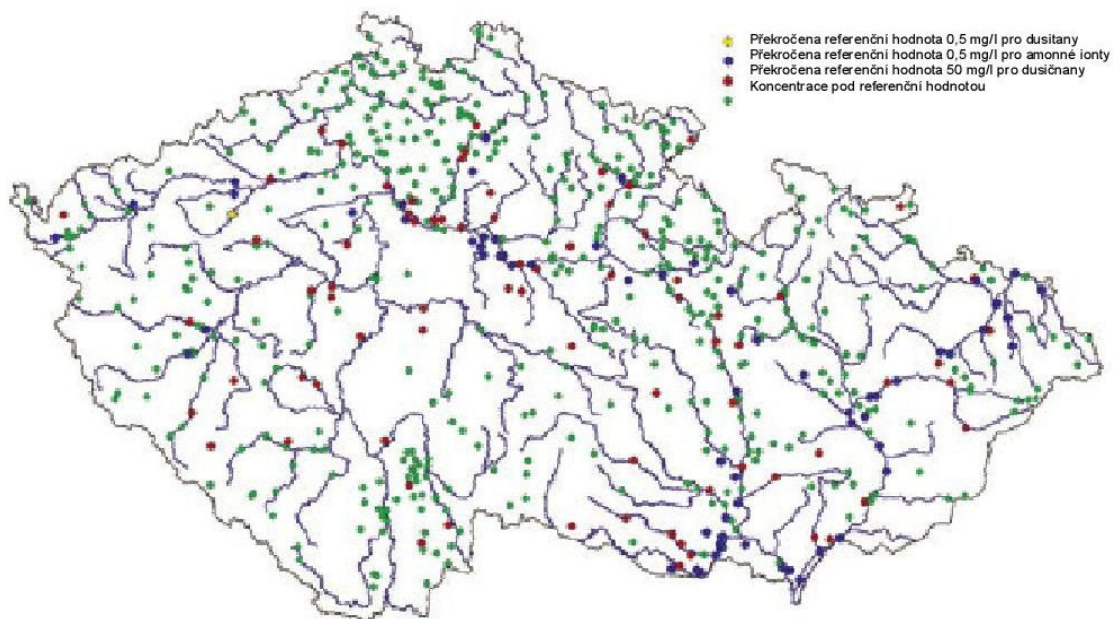
Ještě v roce 1989 neměla většina krajských a okresních měst vyřešeno ani základní čištění odpadních vod. Teprve v posledních letech dochází k nápravě tohoto stavu. Prakticky všechna okresní města jsou dnes vybavena čištěním odpadních vod s alespoň 75 % účinností v ukazateli BSK<sub>5</sub>. Nově vybudované a rozšířené čistírny u velkých zdrojů znečištění zohledňují i potřebu likvidace nutrientů (*Němec a Hladný,*

2006). V roce 2007 dosáhl podíl čištěných odpadních vod hodnoty 95,8 %, což je maximální hodnota od roku 1990 (Volaufová, 2008).

Dlouhodobé změny vývoje zátěže vodních zdrojů ČR fosforem jsou méně pozitivní, než v případě organického znečištění, znečištění amonnými ionty nebo zátěže toxickými látkami. Částečný pokles, ke kterému došlo u plošných zdrojů emisí, je možné přičítat sníženému používání průmyslových hnojiv v devadesátých letech – v celkovém bilančním pohledu však není rozhodující. Hlavní roli v bilanci zátěže vodních zdrojů fosforem hraje stále ještě nedostatečná úroveň čištění odpadních vod. Většina čistíren odpadních vod v České republice není vybavena III. stupněm čištění, při kterém dochází k odstraňování anorganického dusíku a fosforu z odpadních vod (Langhammer, 2010). V současné době je fosforu odstraňováno 85 % a dusíkatých látek pouze 71 % (Volaufová, 2008).

Každoročně je ve Zprávě o stavu vodního hospodářství ČR uváděno porovnání aktuálního stavu se stavem jakosti vody dvouletí 1991–1992. S ohledem na rozsah v té době sledovaných ukazatelů bylo možné zpracovat jen porovnání podle základní klasifikace (Ministerstvo zemědělství, 2012). Například mezi roky 1991/92 a 1995/96 počet lokalit se znečištěním tříd IV a V poklesl ze 77 na 32 pro BSK<sub>5</sub>, ze 181 na 112 pro CHSK, ze 133 na 69 pro amoniakální dusík a ze 168 na 79 pro celkový fosfor (Ministerstvo životního prostředí ČR, 1999).

Hodnocení výsledků jakosti podzemních vod za rok 2011 se vzhledem k požadavkům směrnice 2000/60/ES orientovalo zejména na nebezpečné látky. V roce 2011 se nejčastěji v nadlimitních hodnotách z anorganických iontů vyskytoval mangan po filtraci (38,3 % nadlimitních vzorků) a dusičnany (12,1 %), amonné ionty (10,4 %), sírany (3,5 %) chloridy (2,8 %) a fluoridy (2,6 %). Ze všech objektů se zvýšené koncentrace anorganických látek většinou vyskytují u mělkých vrtů. Amonné ionty jsou těsněji vázány na konkrétní oblasti, dokonce konkrétní povodí, dusičnany (obr. 8) jsou naproti tomu rozmístěny rovnoměrněji po ploše mapy a tím poukazují i na oblasti se zvýšenou zemědělskou aktivitou (Ministerstvo zemědělství, 2012).



**Obr. 8. Koncentrace dusíkatých látek v podzemních vodách v roce 2011 (podle ČHMÚ)**

Celkově lze shrnout, že jako nejvýraznější ukazatele znečištění podzemních vod se jeví dusíkaté látky (dusičnany a amonné ionty). Plošné znečištění podzemních i povrchových vod vysokými koncentracemi dusičnanů (*Němec a Hladný, 2006*) je způsobeno především vymýváním hnojiv a přípravků na ochranu rostlin z intenzivně využívané zemědělské půdy (*Volaufová, 2008*). Dále pak dochází k překročení limitů spíše v podzemních vodách mělkých vrtů orientovaných do aluvií řek, které jsou antropogenní činností nejvíce ovlivněny (*Ministerstvo zemědělství, 2012*).

Stav vodních zdrojů je i nadále vážný. Kvalitativní normy u podzemních vod (organické znečištění, ropné látky, nitráty) jsou překračovány na velké části měřících stanic a očekává se, že ke zlepšení bude docházet jen pomalu. Kontaminované sedimenty budou uvolňovat toxické látky do vodních ekosystémů ještě po dlouhou dobu (*Ministerstvo životního prostředí ČR, 1999*).

## 5.2. Vývoj kvality podzemní vody ve světě

Se znečištěním vody měly a mají problémy všechny země procházející fází industrializace. V bývalých socialistických zemích střední a východní Evropy se také kvalita vodních zdrojů velmi výrazně zlepšila, ovšem až v průběhu 90. let 20. století, po pádu komunismu. Složitější je situace u podpovrchových zdrojů pitné vody. Zde stále přetrvává znečištění ze zemědělské činnosti a znečištění ropnými látkami

(Nováček, 2011). Projevuje se to například v přetrvávajících vysokých koncentracích dusičnanů, fosforu, pesticidů a patogenů v povrchových i podzemních vodách a v nadměrném používání vodních zdrojů pro účely zavlažování. V zemědělské půdě zemí EU se vyskytuje velký přebytek dusíku, který může potencionálně vyvolat znečištění povrchových i podzemních vod (*Evropská agentura pro životní prostředí, 2003*).

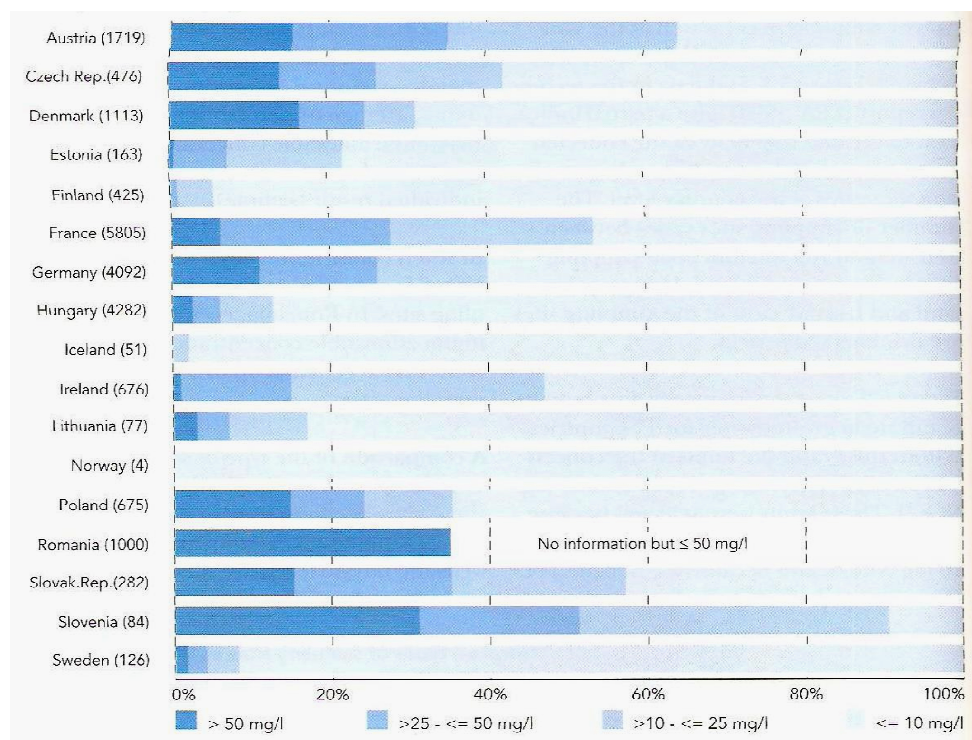
Téměř 90 % řek, které protékají čínskými městy, je silně znečištěno. Ve většině čínských jezer jsou koncentrace dusíku a fosforu (ze zemědělské činnosti a provozu domácností) vyšší než povolují státní normy. Zhruba 80 % všech odpadních vod je vypouštěno přímo do jezer nebo řek. V Rusku jsou podzemní vody ohroženy především 200 000 tun nebezpečných materiálů z chemických zbraní, které jsou „pohřbeny“ na 350 místech po celém Rusku. Ve Spojených státech se podle odhadů dostává ročně do podzemních zásob vody asi 35 miliard litrů roztoků rozpouštědel, těžkých kovů a radioaktivních materiálů (*Nováček, 2011*). Celkově můžeme říci, že ve vyspělých státech je znečištění vod přibližně na konstantní úrovni nebo klesá, zatímco v rozvojových zemích stoupá (*Moldan, 2001*).

Evropské podzemní vody jsou znečištěny několika způsoby. Nejzávažnější obtíže vyvolávají dusičnany. Dusičnany představují významný problém v některých částech Evropy, a to zejména v oblastech s intenzivní živočišnou výrobou. Limity dusičnanů v pitné vodě (obr. 9.) jsou překračovány přibližně v jedné třetině těles podzemní vody, ke kterým jsou v současné době k dispozici příslušné informace. Dusičnany v pitné vodě představují běžný problém po celé Evropě, zejména v případě mělkých studní (*Evropská agentura pro životní prostředí, 2003*). V Severní Evropě (Island, Finsko, Norsko a Švédsko) jsou koncentrace dusičnanů poměrně nízké. Na národní úrovni je směrnice určující maximální koncentraci dusičnanů v pitné vodě (25 mg NO<sub>3</sub>/l) překročena v nečištěných podzemních vodách na více než 25 % odběrových míst, a to v osmi ze sedmnácti států, které tyto informace poskytují (*European Environment Agency, 1999*).

Dusičnany se v půdě a podzemní vodě pohybují relativně pomalu, a proto je mezi znečišťující činností a odhalením znečišťující látky v podzemní vodě značná prodleva (obvykle mezi 1-20 lety, v závislosti na konkrétní situaci). Proto trvalo určitou dobu, než se projeví dopady intenzivního zemědělství během posledních 30-ti let na zvýšení koncentrací dusičnanů v podzemních vodách. Podobně se předpokládá, že současné znečišťující činnosti budou i nadále ovlivňovat

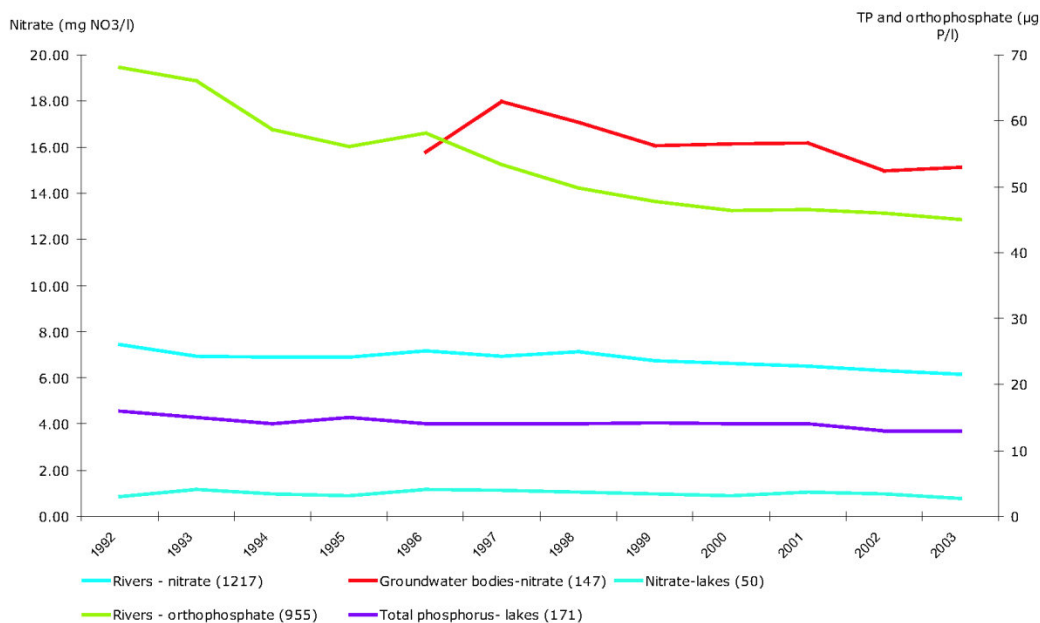


koncentrace dusičnanů v podzemních vodách na několik desetiletí (*European Environment Agency, 1999*).



**Obr. 9. Koncentrace dusičnanů v podzemní vodě – evropské státy** (podle European Environment Agency, 1999)

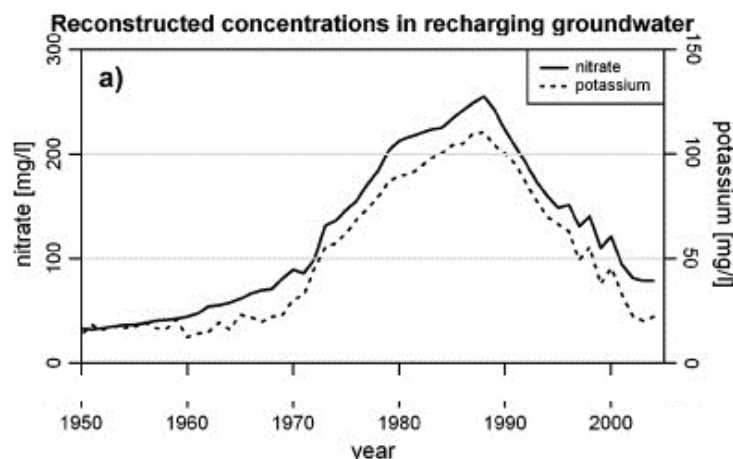
Množství použitého dusíkatého hnojiva na hektar zemědělské půdy se pohybuje mezi 1,7 kg/ha (Litva) a 193,6 kg/ha (Nizozemí). V šesti zemích (Nizozemí, Dánsko, Belgie/Lucembursko, Norsko a Německo) je používáno více než 100 kg/ha dusíkatého hnojiva na hektar zemědělské půdy. Ve většině zemí klesalo množství používaných dusíkatých hnojiv mezi roky 1990 a 1994 (*European Environment Agency, 1999*). Jak uvádí Ulén et al. (2012), v období 1988 – 2009 probíhala snaha o přijetí opatření ke snížení ztrát dusíku (N) a fosforu (P) z orné půdy do vodních zdrojů ve Švédsku, a to zejména na jihu této země. Řada omezení týkajících se řízení aplikace hnojiv byla realizována od roku 1995. Patří mezi ně celkové omezení produkce živočišného fosforu, maximální povolený počet zvířat na hektar na úrovni hospodářství a omezení aplikace hnojiv na podzim a v zimě. Na obrázku 10 můžeme porovnat vývoj koncentrace dusičnanů a fosforu v období let 1992-2003 v jednotlivých typech evropských sladkovodních zdrojů.



**Obr. 10. Vývoj koncentrace dusičnanů a fosforu v evropských sladkovodních zdrojích mezi lety 1992 a 2003 (podle [www.eea.europa.eu](http://www.eea.europa.eu))**

Eurostat (1997) prováděl studie, které určovaly zůstatky dusíku v povrchu půdy ve 12 zemích Evropské unie. Tyto studie ukazují, že přebytek (rozdíl mezi vstupy a výstupy) se pohybuje od více než 200 kg N/ha/rok v Nizozemí do méně než 10 kg N/ha/rok v Portugalsku. Obecně lze říci, že se přebytek dusičnanů v půdě zvyšuje se zvyšujícími se vstupy těchto látek a odráží rostoucí možné vyplavování nežádoucích látek do podzemních vod.

Podle Vissera et al. (2007) došlo za posledních 40 let k rozvoji intenzivního chovu hospodářských zvířat v písčítých oblastech v regionu Noord-Brabant (na jihu Nizozemska), zároveň se výrazně zvýšilo využití zemědělských kontaminantů (např. dusičnanů). Tyto oblasti jsou citlivé na zemědělské znečištění, protože nečistoty v podzemní vodě snadno dosáhnou hlubší části zvodně. Studií bylo zjištěno, že koncentrace dusičnanů v podzemních vodách se zvýšily v období mezi rokem 1950 a polovinou 80. let v důsledku zvýšeného používání hnojiv. Na obrázku 11 je znázorněna nejvyšší zjištěná průměrná koncentrace dusičnanů v podzemních vodách v roce 1988, která dosáhla hodnoty 250 mg/l. K poklesu koncentrací došlo po roce 1990 v důsledku opatření uplatněných podle nizozemského zákona o používání hnojiv a evropské nitrátové směrnice. Dodržování těchto nařízení vede ke snižování koncentrací škodlivých látek v podzemních vodách.

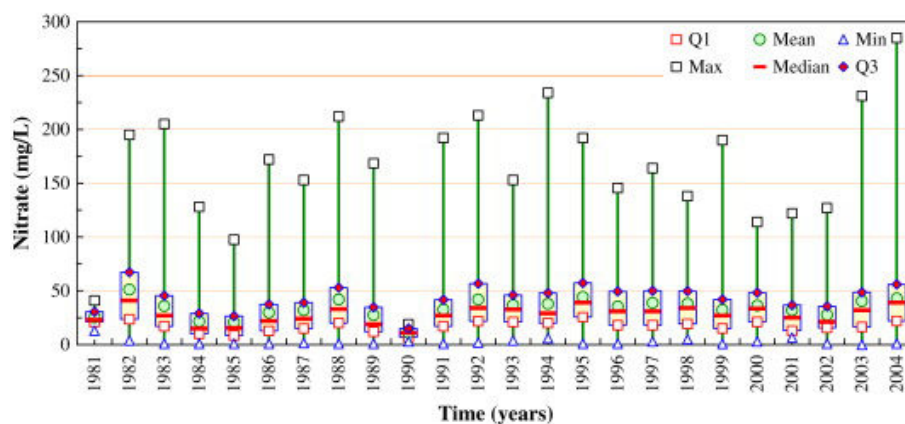


**Obr. 11. Vývoj koncentrace dusičnanů v podzemní vodě v letech 1950-2000, jih Nizozemska (podle Vissera et al., 2007)**

Obdobně se v posledních desetiletích situace vyvíjela v Austrálii, kde zesilovala intenzifikace zemědělství, podobně jako v mnoha dalších částech světa (Tilman et al., 2002). Zvyšující se intenzifikace způsobila růst koncentrace živin, jako je dusík (N) a fosfor (P), v povrchových vodách, podzemních vodách, atmosféře a ztrátu sedimentů, stejně jako dopady na biologickou rozmanitost (Baskaran et al., 2009). Smith et al. (2013) ve své práci analyzuje změny v kvalitě vody ve třech povodích v oblasti jihozápadní Victorie v Austrálii, kde mlékárenství tvořilo dominantní využití území za posledních 21 let, a intenzita produkce mléka se zvyšovala. Analýzou bylo zjištěno významné spojení mezi intenzifikací produkce mléka a zvyšující se koncentrací dusíku a fosforu ve vodě v období let 1990 - 2000. Výsledkem úzkých vazeb mezi intenzifikací a kvalitou vody je to, že bez zásadních změn zemědělských systémů nebo bez změn provedených v povodí, např. zefektivnění buffer zón nebo obnova mokřadů, může zvýšení zemědělské intenzity vést k dalšímu zhoršení kvality vody.

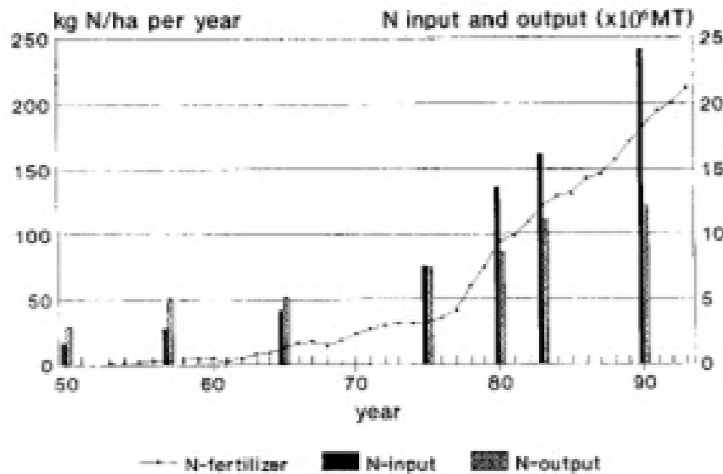
Ve většině států dochází v posledních letech ke zlepšování kvality vodních zdrojů. Přesto se však objevují státy, ve kterých se koncentrace škodlivých látek zvyšují a dochází ke zhoršování kvality vodních zdrojů. Anayah a Almasri (2009) uvádějí, že zvýšené koncentrace dusičnanů v podzemních vodách na Západním břehu Jordánu mají rostoucí charakter. Téměř všechny roční koncentrace dusičnanů v celém Západním břehu Jordánu překračují v období 1982 - 2004 povolené množství (obr. 12). Oblasti s největšími koncentracemi dusičnanů jsou charakterizované intenzivní zemědělskou činností. Analýza potvrzuje, že průměrná roční koncentrace

dusičnanů v podzemní vodě má rostoucí trend. Tento výsledek lze připsat zemědělské činnosti, která používá nadměrné množství dusíkatých hnojiv a vysoké infiltraci ve zkoumané oblasti.



**Obr. 12. Koncentrace dusičnanů v podzemních vodách v letech 1981-2004, Západní břeh Jordánu (podle Anayaha a Almasriho, 2009)**

Zhang et al. (1996) zkoumal ve 14 krajích v severní Číně zvýšení potencionálního znečištění podzemních vod dusičnany ve vztahu k vysokým aplikačním dávkám dusíkatých hnojiv. Od 80. let se v Číně výrazně zvyšuje spotřeba dusíkatých hnojiv (obr. 13). Výsledky ukázaly, že znečištění podzemních a pitných vod dusičnany se stává vážným problémem. Ve více než polovině zkoumaných lokalit přesahuje obsah dusičnanů v podzemních a pitných vodách množství 50 mg.l<sup>-1</sup>, což je přípustný limit pro pitné vody. Ve všech lokalitách s vysokým obsahem dusičnanů ve vodách jsou dusíkatá hnojiva aplikována ve velkých množstvích, v rozmezí 500 až 1900 kg N.ha<sup>-1</sup>. Očekává se, že používání hnojiv v Číně se během následujících 30 let zdvojnásobí či ztrojnásobí.



**Obr. 13. Aplikace dusíkatých hnojiv v období 50. – 90. let v Číně (podle Soil and Fertilizer Institute of CAAS, 1986)**

## 6. Základní odtok

Srážky dopadající na povrch země jsou jednak zadržovány na povrchu vegetace a půdy, jednak infiltrují či vsakují do půdy, popř. se vypařují zpět do ovzduší. Po nasycení půdy deštěm a při intenzitě deště vyšší, než je intenzita vsaku, popřípadě při tání sněhu, stéká srážková voda nejprve v souvislé vrstvě jako plošný odtok (ron) (Matoušek, 2010). Množství plošného srážkového odtoku je ovlivňováno především klimatickými, územními, půdními a biologickými poměry povodí i stupněm hospodářského využívání povodí (Tlapák et al., 1992). Až posléze se plošný odtok rozčleňuje erozivními rýhami do stružek a jimi odtéká do bystřin, potoků a řek, které vytvářejí říční hydrografickou síť. Tuto fázi odtoku vodní sítě nazýváme soustředěný povrchový odtok (Matoušek, 2010).

Část vody ze srážek se infiltrací dostává pod zemský povrch a odtéká půdou a mělkými pokryvnými útvary bezprostředně pod povrchem jako tzv. hypodermický odtok. Další část infiltrované vody prosakuje horninami a po dosažení hladiny podzemní vody pokračuje ve svém oběhu horninovým prostředím k místu odvodnění. Tato část celkového odtoku se nazývá podzemní neboli základní odtok (Šilar, 1996).

## 6.1. Druhy odtoku

Trvalou vodní sítí, tj. bystřinami, potoky, řekami, které jsou napájeny výronem podzemní vody a v období přívalových srážek i povrchově odtékající vodou, odtéká neustále určité množství vody. Odtokem rozumíme celkové množství vody, které proteklo uvažovaným profilem toku za určitý časový úsek (*Krešl, 2001*).

Velikost odtoku závisí na intenzitě srážek, teplotě a délce jejich trvání, na propustnosti půdy a hornin, typu vegetace, sklonu svahů, zastavěnosti terénu, drenážních konstrukcích apod. Odtok kolísá v čase i prostoru. V našich klimatických podmínkách je nejvyšší na jaře při tání a nejnižší buď v zimě, kdy voda zůstává na povrchu ve formě sněhu, nebo na podzim po suché letní sezóně (*Pačes, 1982*).

Norma ČSN 736530 (1983) vysvětluje následující pojmy takto:

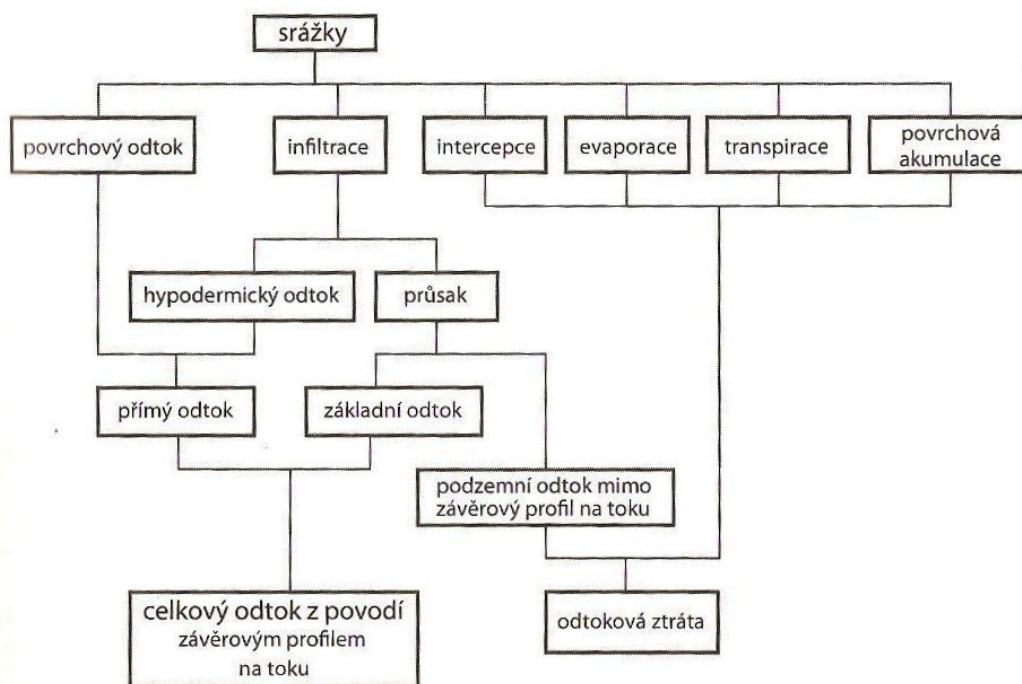
1. **odtok** – odtékání vody po povrchu i pod povrchem terénu v procesu oběhu vody v přírodě; objem vody odteklé z povodí nebo vodního útvaru za daný časový interval
2. **celkový odtok** – souhrn všech složek odtoku procházející závěrovým profilem za daný časový interval
3. **základní odtok** – složka celkového odtoku tvořená výronem podzemních vod do sítě vodních toků
4. **povrchový odtok** – složka celkového odtoku, která odtéká z povodí do sítě vodních toků po povrchu terénu
5. **hypodermický odtok** – složka celkového odtoku, která stéká do koryta toku v bezprostřední vrstvě pod povrchem povodí, aniž by dosáhla hladiny podzemní vody
6. **přímý odtok** – složka celkového odtoku tvořená povrchovým a hypodermickým odtokem

*Pozn.* Názorné rozdělení jednotlivých druhů odtoku je patrné z odtokového procesu na obrázku 14.

Základní odtok je složka celkového odtoku, která reaguje pomalu na srážky a je obvykle spojována s výtokem z uložišť podzemních vod. Znalosti o základním odtoku jsou užitečné při hodnocení kvality podzemní vody a v období nízkého průtoku (Eckhardt, 2008). Jde o přítok podzemní vody ze zvodněných vrstev hornin, popřípadě i z půdy (z pásma nasycení) do vodních toků. Tohoto odtokového procesu se zúčastňuje určitá část podzemních vod, která se podílí na napájení řek a tím i na celkovém oběhu vody v krajině (Kříž, 1983). To je patrné ze skutečnosti, že vodní toky v klimatických poměrech České republiky obvykle nevysychají ani za delších suchých období bez srážek (Šilar, 1996). Na velikosti základního odtoku závisí velikost podprůměrných a minimálních průtoků v tocích (Štamberová et al., 1998).

Z toho plyne, že celkový odtok, který lze měřit v povrchových tocích, se skládá ze dvou hlavních složek, a to složky základního a povrchového odtoku. Do povrchového odtoku se obvykle zahrnuje i tzv. hypodermický odtok (anglicky obvykle „interflow“), který probíhá v půdě velmi mělce pod povrchem a je obvykle krátkého přechodného trvání (Šilar, 1996). Hypodermický odtok tvoří většinou podstatnou část povodňových průtoků i odtoku za průměrných vodních stavů. Pro zásobování vodou má význam v celém rozsahu v povodích s akumulací vod ve vodních nádržích, na ostatních vodních tocích je využitelná jen část tvořící menší průtoky (Plecháč, 1999).

Základní odtok představuje v průměru 36 % celkového odtoku. Největší podíl základního odtoku je soustředěn v oblastech tvořených horninami s velmi dobrou propustností např. v povodí Ploučnice a Kamenice, kde obvykle přesahuje 50 %. Velikost specifických základních odtoků z území závisí zejména na velikosti srážkových úhrnů propustnosti a kapacita horninového prostředí má podstatně menší vliv s výjimkou extrémních podmínek. Proto specifika stoupají s nadmořskou výškou, tj. s růstem srážkových úhrnů, a nejmenší jsou v oblastech s nízkými srážkami např. na jižní Moravě (Štamberová et al., 1998).



**Obr. 14. Schéma odtokového procesu** (podle ČSN 73 6530 Názvosloví hydrologie)

## 6.2. Činitelé ovlivňující odtok

Množství vody odtékající z povodí určitým profilem toku je výslednicí řady činitelů, z nichž rozhodující v našich podmínkách jsou atmosférické srážky, které svým množstvím a časovým rozdělením předurčují časový průběh odtoku.

Z klimatických činitelů se uplatňuje rozhodující mírou sluneční záření, teplota a vlhkost vzduchu, intenzita výměny vzdušných mas, které ve svém komplexu ovlivňují výparnost, a tím i bilanční poměry povodí (Krešl, 2001). Druhou skupinu tvoří geografické činitelé povodí, kteří popisují prostředí, ve kterém se vlastní proces odehrává. K těmto činitelům patří plocha, velikost, střední nadmořská výška, tvar, reliéf, říční síť, hydrogeologické poměry, vegetační pokryv apod. (Jandora et al., 2011). Plocha povodí je jednou z nejdůležitějších charakteristik vytvářejících představu o významu toku, který dané povodí odvodňuje. Tvar povodí ovlivňuje dobu, během které se soustředí voda z celé plochy povodí v uzavírajícím profilu povodí. Vegetační pokryv povodí reguluje množství srážek zachycených na tělech rostlin, množství vsáklé vody, rychlost vody stékající po svazích, velikost ztráty výparem aj. Rovněž významně předurčuje jednotlivé fáze procesu odtoku vody z povodí (Kvítek et al., 2006). Hustota vodní sítě, geometrické vlastnosti povodí a



spádové poměry rozhodují o rychlosti odtoku v povodí, jeho koncentraci v určitém profilu toku.

Všechny faktory působí současně, komplexně a v různých kombinacích. Člověk ovlivňuje odtok výstavbou vodních nádrží, agrotechnikou, uspořádáním cestní sítě, výstavbou měst a sídlišť, rozsáhlým odvodňováním apod. (*Krešl, 2001*).

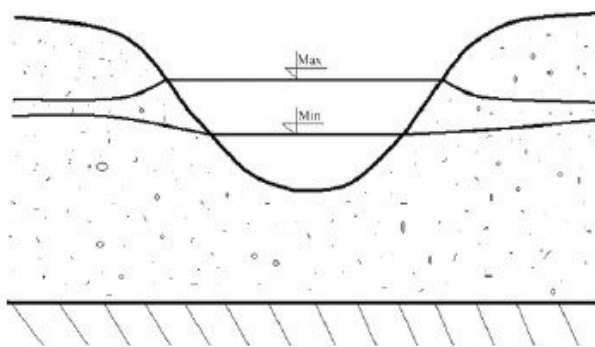
### **6.3. Vztah mezi podzemní a povrchovou vodou**

Podzemní a povrchová voda nejsou oddělené komponenty hydrologického systému, naopak jsou v interakci v důsledku topografických, geologických a klimatických podmínek, které je vzájemně ovlivňují. Režim odtoku povrchové vody úzce souvisí s odtokem podzemní vody (*Muzikář, 2009*).

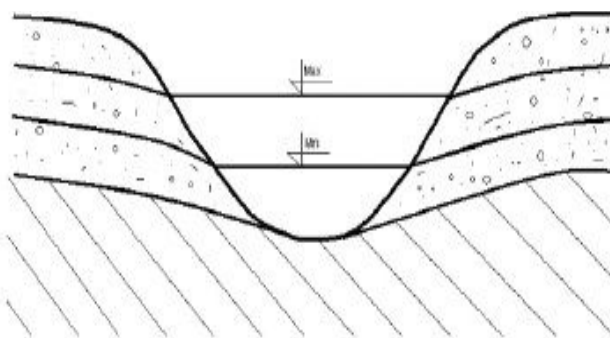
Základní vztah mezi podzemní a povrchovou vodou je dán tím, že povrchové toky jsou v podstatě drenáží území a jsou dotovány viditelnými nebo skrytými vývěry podzemních vod (*Pelikán, 1983*). Podzemní voda z pramenů se dostává do vodních toků buďto tak, že její soustředěný výtok na zemský povrch prakticky znamená počátek určitého toku, anebo se vývěr nachází v bezprostřední blízkosti koryta potoka či řeky, do něhož voda přitéká. Oba případy přítoku podzemních vod do vodních toků mají výrazný vliv na formování soustředěného povrchového odtoku, neboť se významně podílejí na vzniku říční sítě a příznivě ovlivňují vodnost vodních toků. V době, kdy se vyskytují nízké vodní stavy, podzemní voda přitéká do koryta a napájí tok, naopak při vyšších vodních stavech povrchová voda infiltruje do propustných vrstev hornin přilehlého území (*Kříž, 1983*).

Soustavy podzemních a povrchových vod jsou propojeny doplňováním podzemních vod vodami povrchovými a přes vytékání podzemních vod do soustav vod povrchových. V mnoha případech představují soustavy povrchových vod rozšíření soustav vod podzemních. Proto může rozptýlené znečištění z půdy dosáhnout povrchové vody prostřednictvím cest vody podzemní (*Novotny, 2003*). Základním předpokladem přítoku podzemních vod ze zvodněného horninového prostředí do toků či nádrží je v obou popsaných případech existence hydraulického spojení mezi oběma vodními útvary (*Kříž, 1983*). Stupeň hydraulické spojitosti závisí na poloze koryta vzhledem ke zvodni a počevnímu izolátoru, na propustnosti zvodněného kolektoru, dna a svahů koryta povrchových toků nebo rybníků a jezer a na kolmataci koryta (obr. 15) (*Muzikář, 2009*).

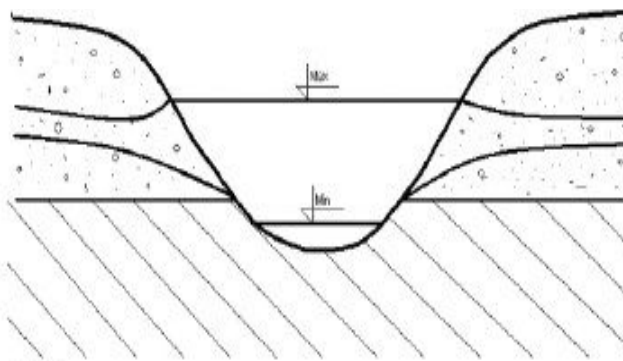
A.



B.



C.



**Obr. 15. Nejčastější případy vztahu koryta povrchového toku a zvodněného kolektoru v našich podmínkách (podle Duby, 1968)**

- A. – koryto je zařízené do zvodněného kolektoru a povrchový tok drénuje podzemní vody v průběhu celého roku; předpoklad hydraulické spojitosti v průběhu celého roku
- B. – koryto je zařízeno přes celou zvodeň do počevního izolátoru a povrchový tok drénuje podzemní vody v průběhu celého roku; předpoklad hydraulické spojitosti v průběhu celého roku

C. – koryto zaříznuto přes zvodeň do počevního izolátoru, povrchový tok drénuje podzemní vody v průběhu celého roku, avšak při nízkých hladinách není předpoklad těsné hydraulické spojitosti

Určení vztahu mezi řekami a přilehlými podzemními systémy je rozhodující pro porozumění hydrogeologickému systému, ochraně říčních ekosystémů a řízení vodních zdrojů. Zejména je nezbytné určit, zda je řeka doplňována místní podzemní vodou nebo je napájena podzemní vodou díky základnímu odtoku (*Cartwright, 2011*). Ve velkých přírodních povodích může tvořit základní odtok značnou část průtoku vody v korytech řek, ačkoli v malých a urbanizovaných tocích, kde převládá povrchový odtok, může být základní odtok často zanedbáván (*Bedient a Huber, 2002*).

Základní odtok přispívá k celkovému odtoku zásadní měrou v obdobích, kdy potenciální evapotranspirace převyšuje srážky. Přitom je však třeba brát v úvahu dva podstatné fakty. (1) Voda, která odtéká formou základního odtoku, vytváří jak podzemní, tak povrchové vody. Když ji z hydrologického cyklu odebereme ve fázi podzemního odtoku, dříve či později bude chybět v povrchovém odtoku, a zdroj povrchové vody o ni bude zmenšen. (2) Základní odtok je sice časově nejméně proměnlivou složkou odtoku, přesto je však jeho kolísání dosti významné (*Plecháč, 1999*).

Určení množství základního odtoku, který přispívá k povrchovému odtoku, je důležité pro porozumění, identifikaci a kvantifikaci procesů povrchového odtoku zejména tam, kde základní odtok podporuje důležité ekosystémy nebo na místech, která v období sucha zásobuje vodou (*Smakhtin, 2001*). Základní odtok se nedá přímo měřit, protože podzemní voda je nepřístupná přímému pozorování. Velká část základního odtoku však vyvěrá na zemský povrch skrytě mimo prameny a je zahrnuta v celkovém odtoku, který lze měřit jako průtok v povrchových tocích (*Šilar, 1996*). Směr podzemního odtoku závisí na druhu zvodně a hydrologických podmínkách a je obtížné jej posoudit bez provedení čerpací zkoušky a pozorovacích studií (*Bartram a Ballance, 1996*).

#### 6.4. Metody separace základního odtoku

Separace složek, ze kterých se skládá celkový odtok vody, je základním nástrojem hydrologie už po mnoho desetiletí. Je používána zejména při analýze povodňových vln k oddělení přímého (povodňového) odtoku, vyvolaného bezprostředně předcházející srážkou, od odtoku základního, který je způsoben výtokem ze zásob podzemních vod v daném povodí (*Pilgrim a Cordery, 1993*).

- *Metoda Klinera a Kněžka*

Vychází ze vztahu mezi pozorovanou úrovní hladiny podzemní vody a průtokem v hodnoceném vodoměrném profilu. Existuje-li mezi podzemními vodami a tokem hydraulická spojitost, existuje nutně i závislost hladin podzemních a povrchových vod (*Kliner a Kněžek, 1974*).

- *Metoda stanovení základního odtoku na základě nejnižších průtoků v povrchových tocích*

Označuje se také jako Castanyho metoda podle hlavního autora. Vychází z předpokladu, že v době výskytu nejnižších průtoků jsou toky napájeny převážně podzemními vodami. Metoda je založena na výpočtu průměru z denních průměrných průtoků v období třiceti po sobě jdoucích dní s nejnižšími průtoky v jednom roce. Aritmetický průměr z takto získaných průtokových hodnot za období 10 let představuje hledaný podzemní odtok z celého povodí toku (*Kříž, 1983*).

- *Metoda Killeho (metoda minimálních měsíčních průtoků)*

Jak uvádí Kille (1970) vychází tato metoda z nejmenších průměrných denních průtoků jednotlivých měsíců za celé nejméně desetileté období. Získané průtokové hodnoty se seřadí ve vzestupném pořadí a vyznačí se graficky v pravoúhlé síti, ve které je možné snáze získanou množinu bodů vyrovnat přímkou, zejména v dolní a střední části souboru, které jsou z hlediska stanovení hodnoty podzemního odtoku nejvýznamnější. Střední pořadnici získané přímkou odpovídá průměrný podzemní odtok z příslušného povodí za zvolené období.

- *Metoda BFI (Base Flow Index)*

Podle Gustarda et al. (1992) byla tato metoda vyvinuta Britským hydrologickým institutem v roce 1980. Zjednodušeně řečeno určuje metoda BFI poměr objemu odtoku základního a odtoku celkového. Vyjadřuje vliv geologie daného povodí na velikost odtoku.

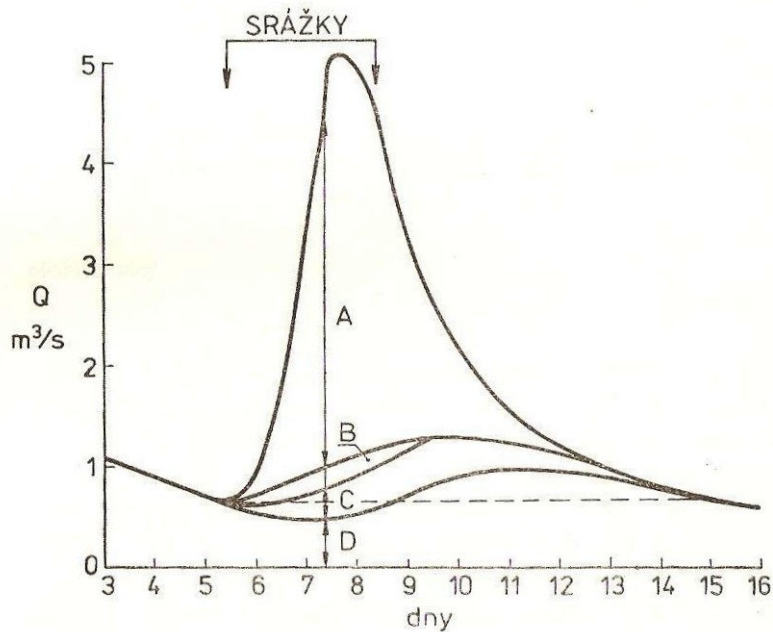
- *Metoda GROUND (Separation of GROUNDwater runoff)*

Vznikla z potřeby urychleně a přibližně separovat přímý a základní odtok z malého povodí z datové řady středních denních průtoků v závěrovém profilu. Metoda obsahuje jediný proměnlivý vstupní parametr, koeficient přírůstku základního odtoku COEF. Vnitřními parametry jsou přírůstek základního odtoku DIFF a logická proměnná FLOOD. Vstupem je řada středních denních nebo v jiném konstantním časovém kroku průměrných průtoků nebo odtoků. Výstupem jsou dvě řady středních denních nebo obdobných průtoků představujících přímý a základní odtok z povodí. Součet přímého a základního odtoku v každém časovém intervalu je roven celkovému odtoku (Jain, 1997).

- *Metoda separace hydrogramu*

Hydrogram vyplývá z kombinace fyziografických a meteorologických podmínek v povodí a představuje účinky klimatu, hydrologických ztrát, povrchového odtoku a základního odtoku. Aktuální podoba a načasování hydrogramu je určena převážně velikostí, podobou, tvarem a sklonem v povodí a intenzitou a trváním přísunu srážek (Bedient a Huber, 2002).

Na obrázku 16 je znázorněno nejen množství povrchového odtoku podzemní vody, ale i množství spadlé na hladinu řeky a vsáklé do řeky provzdušněným pásmem (Pačes, 1982). Obvykle se však čára průtoků rozčleňuje pouze na dvě složky, a to na přímý odtok, který zahrnuje jak povrchový, tak i hypodermický odtok, a na základní odtok. Je tomu tak především proto, že vyčlenění samostatné složky povrchového a hypodermického odtoku je zpravidla dosti obtížné. Podíl jednotlivých složek odtoku je velmi proměnlivý jak z hlediska prostoru, tak i času (Kříž, 1983).



**Obr. 16. Hydrogram řeky v průběhu dešťového přívalu (podle Pačese, 1982)**

Odtok vody v řece  $Q$  sestává z povrchového ronů (A), ze srážek dopadlých na hladinu řeky (B), odtoku mezilehlé vody (tzv. hypodermický odtok) do řeky (C) a odtoku podzemní vody (D); čárkovaná čára odděluje přibližně tzv. přímý odtok, tj. odtok povrchové a mezilehlé vody od tzv. základního odtoku tvořeného podzemní vodou.

Hydrogram tvoří čáru, na které je obvykle patrné stoupnutí průtoku po začátku srážek a pozvolný pokles průtoku po konci srážek. Rychlý vzestup je důsledkem vlivu povrchového odtoku, pozvolný pokles je důsledkem pomalého vyprazdňování nádrží podzemní vody. Po delším období bez srážek odtéká povrchovým tokem pouze voda, která představuje základní odtok. Pokud nenastanou nové srážky, vyprazdňují se nádrže podzemní vody a základní odtok plynule klesá. Základní odtok klesá ještě určitou dobu po začátku srážek a po vzestupu celkového odtoku. Maximum základního odtoku nenastává současně s maximem celkového odtoku, nýbrž je za ním zpožděno (Šilar, 1996).

## 7. Vývoj koncentrací dusíku v základním odtoku

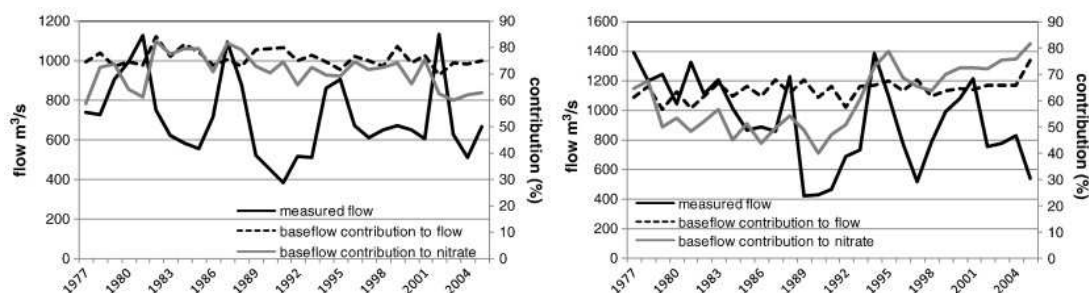
K této problematice lze dohledat informace z velmi malého množství zdrojů. Nejobsáhleji popisují toto téma Schilling a Zhang (2004) ve své studii, která se zabývá ztrátou dusičnanů v intenzivním zemědělském regionu řeky Raccon v západní Iowě. Dlouhodobý záznam dat (28 let) celkového odtoku a koncentrací dusičnanů poskytl příležitost zhodnotit jejich ztráty. Export dusičnanů z povodí patří k nejvyšším ve Spojených státech amerických a přispívá k následnému zhoršení kvality vody. Obecně lze říci, že základní odtok měl tendenci se zvyšovat v sušších letech. Průměrná roční ztráta dusičnanů byla 26 kg/ha. Dusičnany obsažené v základním odtoku tvořily významnou část dusičnanů, které odtékaly z povodí. Ztráty dusičnanů v základním odtoku se pohybovaly v rozmezí 0,1 kg/ha až 57,9 kg/ha a v průměru 17,3 kg/ha. Za celé monitorovací období 28 let (1972-2000) tvořil základní odtok 54,2 % z celkových ztrát dusičnanů z povodí. Dusičnany byly přednostně vyplavovány do podzemních vod a dále vysílány v základním odtoku do vodních toků. Koncentrace dusičnanů v základním odtoku se pohybovala od 0,9 mg/l v roce 1977 do 18,2 mg/l v roce 1983 a v průměru činila 9,2 mg/l. Z toho vyplývá, že byla překročena dlouhodobá průměrná koncentrace 6,8 mg/l. Z obrázku 17 jsou patrné příspěvky dusičnanů obsažené v základním odtoku, které byly největší na jaře a na podzim, kdy základní odtok přispěl více než 80 % k celkovému exportu dusičnanů z povodí (Schilling a Zhang, 2004).



Obr. 17. Množství základního odtoku a koncentrace dusičnanů v jednotlivých měsících roku (podle Schillinga a Zhanga, 2004)

Zhang et al. (2008) zkoumali koncentrace dusičnanů v základním odtoku a jeho sezónní variace v japonských tocích v jehličnatých oblastech. Bylo zkoumáno pět regionů, které byly dusíkem rozdílně nasyceny. Studie ukázala, že koncentrace dusičnanů v základním odtoku během vegetačního období je výrazně vyšší než v průběhu mimovegetačního období. Sezónní vzory byly přičítány nadměrné dostupnosti dusičnanů v těchto jehličnatých lesích.

Bouraoui a Grizzetti (2011) se zabývali hydrologickými podmínkami řek Labe a Loiry a svojí studií potvrzují, že se zvýšené koncentrace nežádoucích látek projevují ve vodních zdrojích se zpožděním několika let. V roce 2005 tvořil v řece Labi základní odtok 75 % celkového odtoku a 63 % celkové zátěže dusičnany. Z výpočtu koncentrací jednotlivých složek odtoku je zřejmé, že koncentrace dusičnanů v celkovém odtoku je vyšší než v základním odtoku. Studie uvádí prodlevu 8 let mezi nadbytkem dusíku a koncentrací v základním odtoku. To znamená, že zvýšená koncentrace dusíku se v základním odtoku projeví nejdříve za 8 let od znečištění toku. V řece Loiře tvořil základní odtok 75 % celkového odtoku a 83 % celkové zátěže dusičnany. Na rozdíl od Labe, je koncentrace dusičnanů v základním odtoku vyšší než v celkovém odtoku. V řece Loiře se zvýšené koncentrace dusičnanů v základním odtoku projevují se zpožděním 14 let. Na obrázku 18 vidíme srovnání podílu základního odtoku na celkovém odtoku a na zatížení dusičnany v letech 1977-2005 na řekách Labe a Loiře.



**Obr. 18. Základní odtok a jeho příspěvek k celkovému odtoku a zatížení dusičnany na řece Labi (obr. vlevo) a Loiře (obr. vpravo) (podle Bouraouie a Grizzettiho, 2011)**



## 8. Závěr

Člověk již dlouhá léta ovlivňuje své okolí neuváženou činností, při které produkuje do okolního prostředí nadměrné množství živin a odpadů. Těmito aktivitami narušuje přirozený koloběh vody a následně zhoršuje kvalitu vodního prostředí. Ze shromážděných poznatků vyplývá, že zemědělství je výrazným přispěvatelem dusíku a fosforu do vodních zdrojů. To je dáno zejména nadměrnou aplikací dusíkatých a fosforečných hnojiv a špatným nakládáním s odpadem pocházejícím ze živočišné výroby. Živiny obsažené v hnojivech zůstávají z větší části uloženy v půdě a postupně jsou vyluhovány do podzemních vod. Znečištění podzemních vod nemá důsledek pouze pro danou lokalitu, ale i pro vzdálenější místa, do kterých se znečištění dostane díky podzemním pramenům. Zvýšené koncentrace živin se mohou v podzemních vodách projevit se zpožděním i několika desítek let, a to díky velmi pomalému pohybu živin v půdě a podzemní vodě.

Zvýšená koncentrace dusíku a fosforu v podzemních vodách má velký dopad na kvalitu pitné vody, což je v dnešní době závažný problém vzhledem k nedostatku této vody téměř na celém světě. Dalším rizikem je přesycení vodních toků živinami a jejich následná eutrofizace. Ze získaných poznatků je jasné, že úplné zamezení zvýšené koncentraci dusíku a fosforu v podzemních vodách není z technických důvodů možné. Proto je důležité snažit se tento problém alespoň omezovat.

Za poslední dvě desetiletí vyvíjejí jednotlivé státy aktivity, kterými se snaží částečně snížit znečištění vodních zdrojů způsobené činnostmi převážně v období 70. a 80. let minulého století. Zavádějí a dodržují nitrátové směrnice, omezují vypouštění odpadních vod, aplikují pouze nezbytné množství hnojiv, snižují dávky pesticidů, zdokonalují čistírny odpadních vod apod. Přesto je však stav vodních zdrojů nadále vážný a většina podzemních i povrchových vod překračuje povolené limity obsahu škodlivých látek. Lze předpokládat, že ke zlepšení bude docházet velmi pomalu, protože toxické látky budou do vodních zdrojů uvolňovány ještě po dlouhou dobu.

## 9. Použitá literatura

1. ANAYAH, F. M., ALMASRI, M. N. Trends and occurrences of nitrate in the groundwater of the West Bank, Palestine. *Applied Geography*, 2009, vol. 29, no. 4, p. 588-601
2. BARTRAM, J., BALLANCE, R. *Water Quality Monitoring: A practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes*. London: TJ Press, 1996. 383 s. ISBN 0-419-21730-4
3. BASKARAN, R., CULLEN, R., COLOMBO, S. Estimating values of environmental impacts of dairy farming in New Zealand. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 2009, vol. 52, no. 4, p. 377–389. In: SMITH, A. P., WESTERN, A. W., HANNAH, M. C. Linking water quality trends with land use intensification in dairy farming catchments. *Journal of Hydrology*, 2013, vol. 476, p. 1-12
4. BEDIENT, P. B., HUBER, W. C. *Hydrology and floodplain analysis*. Upper Saddle River: Prentice-Hall, 2002. 763 p. ISBN 0-13-032222-9
5. BOURAOUI, F., GRIZZETTI, B. Long term change of nutrient concentrations of rivers discharging in European seas. *Science of The Total Environment*, 2011, vol. 409, no. 23, p. 4899-4916
6. BOYCE, J. S., MUIR, J., EDWARDS, A. P., SEIM, E. C., OLSON, R. A. Geologic Nitrogen in Pleistocene Loess of Nebraska. *Journal of Environmental Quality*, 1976, vol. 5, no. 1, p. 93-96. In: NOVOTNY, V. *Water Quality : Diffuse Pollution and Watershed Management*. New York: John Willey and Sons, 2003. 864 p. ISBN 0-471-39633-8
7. BULÍČEK, J., et al. *Voda v zemědělství*. Praha: Státní zemědělské nakladatelství, 1977. 291 s.
8. CARTWRIGHT, I., HOFMANN, H., SIRIANOS, M. A., WEAVER, T. R., SIMMONS, C. T. Geochemical and <sup>222</sup>Rn constraints on baseflow to the Murray River, Australia, and timescales for the decay of low-salinity groundwater lenses. *Journal of Hydrology*, 2011, vol. 405, no. 3-4, p. 333-343.
9. CÍSAŘ, V., et al. *Člověk a životní prostředí*. Praha: Státní pedagogické nakladatelství, 1987. 264 s.

10. ČSN 736530 *Vodní hospodářství. Názvosloví hydrologie*. Československá státní norma. Schválena 8.11.1983. Praha. Vydavatelství úřadu pro normalizaci a měření, 1984. 92 s.
11. DUBA, D. *Hydrologia podzemných vod*. Bratislava: VSAV, 1968. 358 s. In: MUZIKÁŘ, R. Kvantitativní antropogenní zásahy do podzemní vody, jejich ekologické dopady a interakce podzemní a povrchové vody. *Vodní hospodářství*, 2009, roč. 59, č. 8, str. 275-280
12. ECKHARDT, K. A comparison of baseflow indices, which were calculated with seven different baseflow separation methods. *Journal of Hydrology*, 2008, vol. 352, no. 1-2, p. 168-173.
13. EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY. *Groundwater quality and quantity in Europa: Environmental assessment report No 3*. Luxembourg: EEA, 1999. 123 p. ISBN 92-9167-146-0
14. EUROSTAT. *Soil Surface Nitrogen Balances in EU Countries*. Internal working document, 1997, Agrienv/97/4. In: EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY. *Groundwater quality and quantity in Europa: Environmental assessment report No 3*. Luxembourg: EEA, 1999. 123 p. ISBN 92-9167-146-0
15. EVROPSKÁ AGENTURA PRO ŽIVOTNÍ PROSTŘEDÍ. *Evropské vody: indikátorová zpráva – Shrnutí*. Kodaň: EEA, 2003. 24 s. ISBN 92-9167-595-4
16. FOTH, H. D. *Fundamentals of soil science*. New York: John Wiley and Sons, 1990. 360 p. ISBN 0-471-52279-1 In: ŠIMEK, M. *Základy nauky o půdě: 3. Biologické procesy a cykly prvků*. České Budějovice: Jihočeská univerzita, 2003. 151 s. ISBN 80-7040-630-5
17. GLIESSMAN, S. R. *Agroecology : the ecology of sustainable food systems*. Boca Raton: CRC Press, 2007. 384 p. ISBN 0-8493-2845-4
18. GUSTARD, A., BULLOCK, A., DIXON, J. M. *Low flow estimation in the United Kingdom: Report No. 108*. Oxfordshire: Institute of Hydrology, 1992. 88 p. ISBN 0 948540 45 1
19. HADAČ, E. *Krajina a lidé: Úvod do krajinné ekologie*. Praha: Academia, 1982. 156 s.
20. HETEŠA, J., KOČKOVÁ, E. *Hydrochemie*. Brno: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, 1997. 106 s. ISBN 80-7157-289-6
21. CHALK, P. M., KEENEY, D. R. Nitrate and Ammonium Contents of Wisconsin Limestones. *Nature*, 1971, vol. 229, p. 42-47. ISSN 0028-0836. In: NOVOTNY,

- V. *Water Quality : Diffuse Pollution and Watershed Management*. New York: John Willey and Sons, 2003. 864 p. ISBN 0-471-39633-8
22. JAIN, S. K. *Evolution of catchment management strategies by modelling soil erosion / water quality in EPIC supported by GIS*. Galway: National University of Ireland, Department of Engineering Hydrology, 1997. 540 p. In: KUBEŠ, O. *Metody separace složek odtoku: bakalářská práce*. České Budějovice: Jihočeská univerzita, 2011. 53 s. Vedoucí bakalářské práce Pavel Žlábek
23. JANDORA, J., STARA, V., STARÝ, M. *Hydraulika a hydrologie*. Brno: CERM, 2011. 186 s. ISBN 978-80-7204-739-0
24. JÚVA, K., HRABAL, A., TLAPÁK, V. *Ochrana půdy, vegetace, vod a ovzduší*. Praha: Státní zemědělské nakladatelství, 1977. 180 s.
25. KALINOVÁ, J., MOUDRÝ, J., KONVALINA, P., MOUDRÝ, J. *Půdní úrodnost, výživa a hnojení rostlin v ekologickém zemědělství*. České Budějovice: Jihočeská univerzita, 2007. 41 s. ISBN 978-80-7394-029-4
26. KEMEL, M. *Hydrologie*. Praha: Vydavatelství ČVUT, 1994. 222 s. ISBN 80-01-00509-7
27. KILLE, K. Das Verfahren MoMnQ, ein Beitrag zur Berechnung der monatlichen Niedrigwasserabflüsse. *Deutsche Geologische Geschrift*, 1970, vol. 3, p. 89-95. In: KUBEŠ, O. *Metody separace složek odtoku: bakalářská práce*. České Budějovice: Jihočeská univerzita, 2011. 53 s. Vedoucí bakalářské práce Pavel Žlábek
28. KLINER, K., KNĚŽEK, M. Metoda separace podzemního odtoku při využití pozorování hladiny podzemní vody. *Vodohospodářský časopis*, 1974, roč. 22, č. 5, s. 457-466. In: ŽLÁBEK, P. *Vliv uspořádání krajinné matrice na složky odtoku: disertační práce*. České Budějovice: Jihočeská univerzita, 2009. 106 s. Vedoucí disertační práce Tomáš Kvítek
29. KLINER, K., KNĚŽEK, M., OLMER M. *Využití a ochrana podzemních vod*. Praha: Státní zemědělské nakladatelství, 1978. 295 s.
30. KODEŠ, V., LEONTOVYČOVÁ, D. Jakost vody v ČR. *Vesmír*, 2008, roč. 87, č. 11, str. 771-773. ISSN 0042-4544
31. KREŠL, J. *Hydrologie*. Brno: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, 2001. 128 s. ISBN 80-7157-513-5
32. KRÍŽ, H. *Hydrologie podzemních vod*. Praha: Academia, 1983. 292 s.

33. KVÍTEK, T., GERGEL, J., ONDR, P., ZÁMIŠOVÁ, K. *Zemědělské meliorace*. České Budějovice: Zemědělská fakulta Jihočeské univerzity, 2006. 165 s. ISBN 80-7040-858-8
34. LANGHAMMER, J. Water quality changes in the Elbe River basin, Czech Republic, in the context of the post-socialist economic transition. *GeoJournal*, 2010, vol. 75, no. 2, p. 185-198. In: LANGHAMMER, J. *Kvalita povrchových vod a jejich ochrana*. Praha: Univerzita Karlova, 2009. 225 s.
35. LELLÁK, J., KUBÍČEK, F. *Hydrobiologie*. Praha: Karolinum, 1991. 260 s. ISBN 80-7066-530-0
36. MATOUŠEK, V. *Poznávání odtokových vlastností malých povodí za regionálních dešťů*. Praha: Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, 2010. 110 s. ISBN 978-80-87402-08-5
37. MINISTERSTVO ZEMĚDĚLSTVÍ. *Zpráva o stavu vodního hospodářství České republiky v roce 2011*. Praha: Ministerstvo zemědělství, 2012. 92 s. ISBN 978-80-7434-038-3
38. MINISTERSTVO ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ ČR. *Politika, stav a vývoj životního prostředí: Česká republika*. Praha: Organizace pro hospodářskou spolupráci a rozvoj, 1999. 200 s. ISBN 80-7212-080-8
39. MOLDAN, B. *Ekologická dimenze udržitelného rozvoje*. Praha: Karolinum, 2001. 102 s. ISBN 80-246-0246-6
40. MOLDAN, B., ZÝKA, J., JENÍK, J. *Životní prostředí očima přírodovědce*. Praha: Academia, 1979. 168 s.
41. MUZIKÁŘ, R. Kvantitativní antropogenní zásahy do podzemní vody, jejich ekologické dopady a interakce podzemní a povrchové vody. *Vodní hospodářství*, 2009, roč. 59, č. 8, str. 275-280
42. NĚMEC, J., HLADNÝ, J. *Voda v České republice*. Praha: Consult, 2006. 253 s. ISBN 80-903482-1-1
43. NOVÁČEK, P. *Udržitelný rozvoj*. Olomouc: Univerzita Palackého, 2011. 430 s. ISBN 978-80-244-2795-9
44. NOVOTNY, V. *Water Quality: Diffuse Pollution and Watershed Management*. New York: John Willey and Sons, 2003. 864 p. ISBN 0-471-39633-8
45. PAČES, T. *Voda a Země*. Praha: Academia, 1982. 176 s.
46. PELIKÁN, V. *Ochrana podzemních vod*. Praha: Nakladatelství technické literatury, 1983. 324 s.

47. PILGRIM, D. H., CORDERY, I. Flood runoff, Chapter 9 in: Maidment, D. R. (ed.): *Handbook of hydrology*. New York: McGraw-Hill, 1993. In: KULHAVÝ, Z., DOLEŽAL, F., SOUKUP, M. Separace složek drenážního odtoku a její využití při klasifikaci existujících drenážních systémů. *Vědecké práce VÚMOP Praha*, 2001, č. 12, s. 29-52. ISSN 1210-1672
48. PITTER, P. *Hydrochemie*. Praha: Vydavatelství VŠCHT, 1999. 568 s. ISBN 80-7080-340-1
49. PLECHÁČ, V. *Vodní hospodářství na území České republiky, jeho vývoj a možné perspektivy*. Praha: Nakladatelství EVAN, 1999. 248 s. ISBN 80-238-4989
50. SCHILLING, K., ZHANG, Y. K. Baseflow contribution to nitrate-nitrogen export from a large, agricultural watershed, USA. *Journal of Hydrology*, 2004, vol. 295, no. 1-4, p. 305-316.
51. SCHRÖDER, J. J., SCHOLEFIELD, D., CABRAL, F., HOFMAN, G. The effects of nutrient losses from agriculture on ground and surface water quality: the position of science in developing indicators for regulation. *Environmental Science & Policy*, 2004, vol. 7, no. 1, p. 15-23. ISSN 14629011
52. SMAKHTIN, V. U. Low flow hydrology: a review. *Journal of Hydrology*, 2001, vol. 240, no. 3-4, p. 147-186. In: PARTINGTON, D., BRUNNER, P., SIMMONS, C. T., WERNER, A. D., THERRIEN, R., MAIER, H. R., DANDY, G. C. Evaluation of outputs from automated baseflow separation methods against simulated baseflow from a physically based, surface water-groundwater flow model. *Journal of Hydrology*, 2012, vol. 458-459, p. 28-39.
53. SMITH, A. P., WESTERN, A. W., HANNAH, M. C. Linking water quality trends with land use intensification in dairy farming catchments. *Journal of Hydrology*, 2013, vol. 476, p. 1-12
54. SOIL AND FERTILIZER INSTITUTE OF CAAS, 1986. *Regional Division of Fertilizer Application in China*. Chinese Agricultural Scientific Press, Beijing, 90 p. In: ZHANG, W. L., TIAN, Z. X., ZHANG, N., LI, X. Q. Nitrate pollution of groundwater in northern China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 1996, vol. 59, p. 223-231
55. STEVENSON, F. J., COLE, M. A. *Cycles of soil : Carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients*. New York: John Wiley and Sons, 1999. 427 p. ISBN 0-471-32071-4 In: ŠIMEK, M. *Základy nauky o půdě: 3. Biologické*

- procesy a cykly prvků*. České Budějovice: Jihočeská univerzita, 2003. 151 s. ISBN 80-7040-630-5
56. SVOBODA, J., ET AL. *Encyklopedický slovník geologických věd: 1. svazek A - M*. Praha: Academia, 1983. 916 s. In: ŠIMEK, M. *Základy nauky o půdě: 3. Biologické procesy a cykly prvků*. České Budějovice: Jihočeská univerzita, 2003. 151 s. ISBN 80-7040-630-5
57. ŠILAR, J. *Hydrologie v životním prostředí*. Ostrava: Vysoká škola báňská, 1996. 136 s. ISBN 80-7078-361-3
58. ŠIMEK, M. *Základy nauky o půdě: 3. Biologické procesy a cykly prvků*. České Budějovice: Jihočeská univerzita, 2003. 151 s. ISBN 80-7040-630-5
59. ŠTAMBEROVÁ, M., MICHALOVÁ, M., MIKŠOVSKÝ, J., PRCHALOVÁ, H. *Vodní zdroje v České republice*. Brno: Ministerstvo životního prostředí ČR, 1998. 89 s.
60. TILMAN, D., CASSMAN, K. G., MATSON, P. A., NAYLOR, R., POLASKY, S. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*, 2002, vol. 418, no. 6898, p. 671–677. In: SMITH, A. P., WESTERN, A. W., HANNAH, M. C. Linking water quality trends with land use intensification in dairy farming catchments. *Journal of Hydrology*, 2013, vol. 476, p. 1-12
61. TLAPÁK, V., ŠÁLEK, J., LEGÁT, V. *Voda v zemědělské krajině*. Praha: Zemědělské nakladatelství Brázda, 1992. 320 s. ISBN 80-209-0232-5
62. ULÉN, B., VON BRÖMSEN, C., JOHANSSON, G., TORSTENSSON, G., STEJRNMAN FORSBERG, L. Trends in nutrient concentrations in drainage water from single fields under ordinary cultivation. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2012, vol. 151, p. 61-69
63. VISSER, A., BROERS, H. P., VAN DER GRIFT, B., BIERKENS, M. F. P. Demonstrating trend reversal of groundwater quality in relation to time of recharge determined by  $^3\text{H}/^3\text{He}$ . *Environmental Pollution*, 2007, vol. 148, no. 3, p. 797-807.
64. VOLAUFOVÁ, L. Kvalita povrchových vod v České republice. *Vesmír*, 2008, roč. 87, č. 11, str. 768-770. ISSN 0042-4544
65. ZACHAR, D., JŮVA, K., et al. *Využití a ochrana vod ČSSR: z hlediska zemědělství a lesního hospodářství*. Praha: Academia, 1987. 568 s.

66. ZHANG, W. L., TIAN, Z. X., ZHANG, N., LI, X. Q. Nitrate pollution of groundwater in northern China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 1996, vol. 59, p. 223-231
67. ZHANG, Z., ET AL. Seasonal changes of nitrate concentrations in baseflow headwaters of coniferous forests in Japan: A significant indicator for N saturation. *Catena*, 2008, vol. 76, no. 1, p. 63-69
68. [www.chmi.cz](http://www.chmi.cz)
69. [www.eea.europa.eu](http://www.eea.europa.eu)