

**JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA**

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

**Koncentrace dusíku a fosforu v odtoku z malých povodích
České republiky**

Vedoucí práce: Ing. Václav Bystřický Ph.D.

Autor: Lucie Klimešová

České Budějovice, duben 2015

Prohlášení:

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 elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

Dne 24.4.2015

Podpis studenta

.....

Poděkování

Na tomto místě bych ráda poděkovala své rodině za jejich podporu a mému 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 přiblížit problematiku koncentrace živin v odtoku z malých povodí v České republice. Práce se zaměřuje na nejvíce problémové živiny, které ovlivňují kvalitu vod, kterými jsou fosfor a dusík. V práci jsou dále popsány cykly těchto dvou živin v prostředí a také charakter faktorů ovlivňující vyplavování těchto živin do vod. Také je zde stručně popsána situace vývoje jakosti vod v České republice a jaký vliv na ní má lidská činnost.

Klíčová slova: dusík, fosfor, jakost vody, eutrofizace vod

Abstract

The aim of this work is to describe the concentration of nutrients in the small effluents in the Czech Republic. The work focuses on the most problematic nutrients which affect the water quality, which are phosphorus and nitrogen. The paper also describes the cycles of these two nutrients in the environment and the nature of the factors affecting the leaching of these nutrients. There is also briefly described the situation of the development of water quality in the Czech Republic and what effect it has on human activity.

Keywords: nitrogen, phosphorus, water quality, water eutrophication

Obsah

Úvod.....	1
1 Charakteristika dusíku	2
1.1 Dusík a jeho cyklus	2
1.2 Zdroje dusíku	5
1.3 Výskyt dusíku ve vodách	6
2 Charakteristika fosforu	8
2.1 Fosfor a jeho cyklus	8
2.2 Zdroje fosforu	11
2.3 Výskyt fosforu ve vodách	12
3 Faktory ovlivňující vyplavování dusíku a fosforu do vod.....	13
3.1 Land use	14
3.1.1 Louky.....	16
3.1.2 Lesy	17
3.2 Půda.....	19
3.3 Atmosférická depozice.....	21
3.4 Kyselá dešť	22
3.5 Acidifikace	23
3.6 Hnojení.....	23
3.7 Půdní eroze.....	25
3.8 Odpadní vody.....	25
4 Eutrofizace	27
5 Kvalita a znečištění vod.....	30
5.1 Kvalita vody	33
6 Koncentrace živin	37
6.1 Okres Český Krumlov a Pelhřimov	37
6.2 Krušné hory.....	39
6.3 Kopaninský potok	40
6.4 Eperimentální povodí Košetice a Dehtář	42
Závěr	45
Seznam tabulek	46
Seznam grafů.....	47
Seznam obrázků	48
Literatura	49

Úvod

Přítomnost vody na Zemi je základním předpokladem pro vznik života. Její množství a kvalita jsou důležitými faktory pro rozvoj a další existenci všech živých organismů. Voda je součástí každé zemské sféry, účastní se všech podstatných biologických, fyzikálních a chemických procesů, podílí se na tvorbě klimatu a také je důležitým transportním prvkem. Celý systém oběhu vody na Zemi je v nejširším slova smyslu vodohospodářskou soustavou (*Štamberová et al., 1998*).

Lidé využívají vodní zdroje při nejrůznějších aktivitách, ale bohužel tím, někdy i vědomě, výrazně ovlivňují činnost přirozeného koloběhu. Toto jednání má negativní vliv, hlavně na množství kvalitní pitné vody. Důsledky lidské činnosti se neprojeví hned, ale až s odstupem času, takže toto znečištění může v oběhu vody kolovat i několik let bez povšimnutí. Částečné snížení nebo lépe celkové odstranění znečištění je velmi náročný úkon.

Následkem zvýšení zemědělské výroby v minulém století, a s tím spojené navýšení aplikací nadměrného množství dusíkatých a fosforečných hnojiv, dochází k největšímu znečištění a znehodnocování vodních toků za celá staletí. Dusík a fosfor jsou sice důležité živiny pro celkový růst a rozvoj organismů, ale zároveň se podílejí na znečištění vodních zdrojů, půdy a také atmosféry. V poslední době se naštěstí tento stav začal zlepšovat díky některým opatřením. Mezi hlavní opatření patří zejména snížení množství aplikovaných hnojiv, omezení vypouštění odpadních vod do vodních toků a dále také rozšíření čistírenské sítě odpadních vod.

Cílem následující práce je vysvětlit výskyt a celkové chování dusíku a fosforu v malých tocích v České republice. V práci se vysvětlují faktory, které ovlivňují vyplavování těchto živin do vod. Mezi tyto faktory patří land use, kam řadíme ornou půdu, lesy, louky, dále pak atmosférická depozice, hnojení, půdní eroze a odpadní vody. Následně se práce zabývá hodnotami koncentrací živin, v tomto případě dusíku a fosforu a vývojem koncentrací těchto dvou živin v čase.

1 Charakteristika dusíku

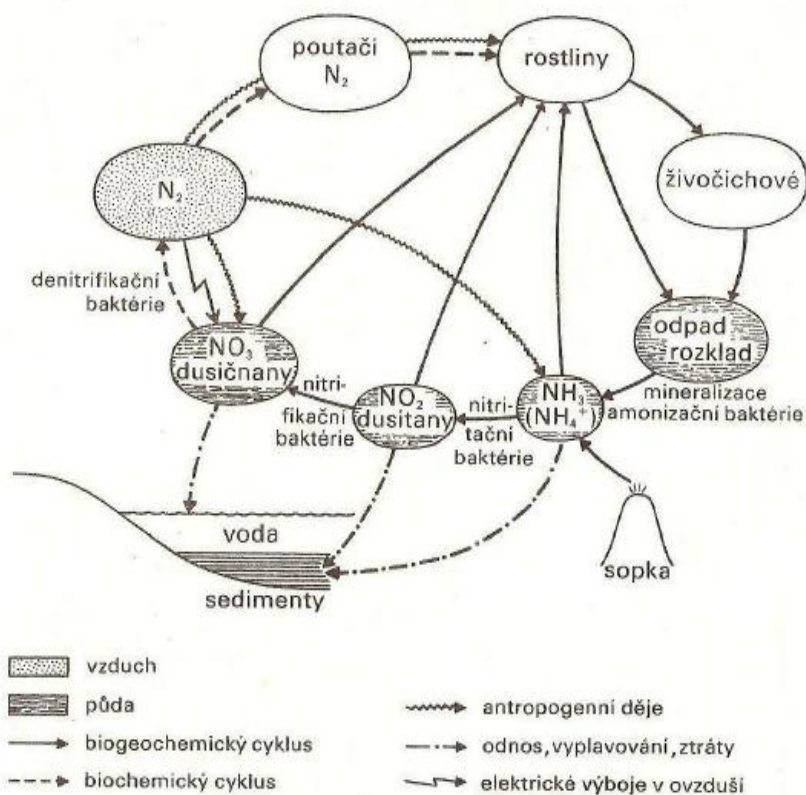
Dusík spolu s fosforem patří mezi nejdůležitější makrobiogenní prvky. Patří do skupiny tzv. nutrientů, které jsou nezbytné pro rozvoj mikroorganismů (*Pitter, 1999*). Dusík je složkou mnoha důležitých biomolekul: bílkoviny, nukleové kyseliny, chlorofyl, chitin a mnoho jiných látek včetně enzymů (*Šimek, 2003*). Uplatňuje se při všech biologických procesech probíhajících v povrchových, podzemních a odpadních vodách a při biologických procesech čištění a úpravy vody (*Pitter, 1999*).

Dusík ve formě nitrátových, amonných a nitritových iontů přijímají rostliny a mikroorganismy. (*Šimek, 2003*).

1.1 Dusík a jeho cyklus

Litosféra obsahuje přes 89% veškerého dusíku na Zemi, přesto naprostá většina tohoto prvku se neúčastní globálního cyklu dusíku. Hlavním aktivním zásobníkem je atmosféra, která je primárním zdrojem většiny dusíku, jež v současnosti koluje v biosféře (*Šimek, 2003*). Přestože suchozemské organismy jsou obklopeny "mořem" dusíku, tak naprostá většina biot není schopna atmosférický dusík využít. 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. Biogeochemický oběh v půdě a ve vodě je kvantitativně největší. Dusík je často anorganickou živinou v obou těchto základních prostředcích. Z prostředí ho živé organismy přijímají nejčastěji ve formě dusičnanových, dusitanových nebo amonných iontů. 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*).

Obrázek 1: Cyklus dusíku (podle Císaře et al., 1987)

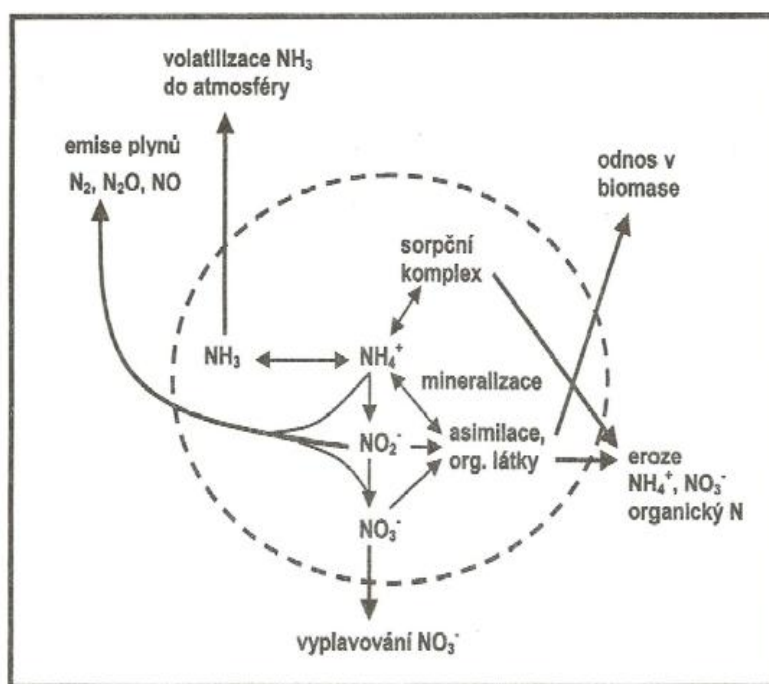


Geochemický cyklus dusíku je jedním z nejsložitějších vůbec (obr. 1). Největším rezervoárem dusíku je atmosféra, kde je jeho původ s největší pravděpodobností biogenní (Moldan, 1979). Dusík může působit jako inertní plyn díky pevné trojné vazbě mezi atomy molekulárního N_2 ($N \equiv N$). Předpokladem biologické fixace atmosférického dusíku je redukce trojné vazby N_2 . V živých buňkách plní tento úkol nitrogenáza, kterou produkuje řada druhů půdních a vodních organismů. Volný dusík je schopna vázat řada bakterií a sinic. Proces je energeticky velmi náročný, a proto vazači dusíku spotřebují velké množství energie, získané jinými metabolickými procesy (Lellák a Kubiček).

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). Když biomasa

odumře, amoniak se z organických vazeb opět uvolní. Může být znovu využit jako živina, vázán v půdě, volatilizován do atmosféry nebo nitrifikací převeden na nitrátovou formu (NO_3^-). Nitrátový dusík může opět posloužit jako živina, může být redukován na amoniak, vyplaven z půdy nebo denitrifikací převeden na plynný oxid dusný (N_2O) a molekulární dusík (N_2). V těchto formách se dusík vrací do atmosféry a cyklus dusíku se uzavírá. Na obr. 2 je znázorněné schéma hlavních přeměn a mechanismů ztrát dusíku (Šimek, 2003).

Obrázek 2: Hlavní proměny dusíku v půdě a mechanismy jeho ztrát (podle Stevenson a Colea, 1999)



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

1.2 Zdroje dusíku

Dusík je v zemské kůře vzácný prvek (0,03 %). Převládající součástí vzduchu je dusík molekulární (N₂) a ve velké míře se také vyskytuje ve vulkanických plynech. Naopak vyvřelé a přeměněné horniny obsahují dusíku velmi málo, a to ve formě plynné a jako amoniak (NH₃). Mnohem více dusíku obsahují usazené horniny a půda. Dusík je také součástí ledků (dusičnanů, nitratů) a některých dalších vzácnějších nerostů a dále i některých živců a uhlí. Mezi nejčastější minerály patří nitrokalit (dusičnan draselný KNO₃; nazývaný také ledek draselný) a nitronatrit (dusičnan sodný NaNO₃; také ledek sodný, chilský ledek), obsahující přibližně 16 % dusíku. K dalším dusíkatým nerostům patří nitrobaryt (dusičnan barnatý), nitrokalcit (vodnatý dusičnan vápenatý) a nitromagnezit (vodnatý dusičnan hořečnatý) (Svoboda *et al.*, 1983).

Jedním z významných zdrojů anorganických a organických sloučenin dusíku jsou splaškové odpadní vody. Odpady ze zemědělství (z živočišné výroby a splachy ze zemědělsky obdělávané půdy hnojené dusíkatými hnojivy), z potravinářského průmyslu a některé průmyslové odpadní vody patří mezi další zdroje dusíku (např. z tepelného zpracování uhlí) (Pitter, 1999).

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

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

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

1.3 Výskyt dusíku ve vodách

Do vod se dostává větší množství dusičnanů 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. Jako produkt biologických procesů po vypouštění splaškových a některých průmyslových odpadních vod se objevuje v povrchových vodách organicky vázaný dusík (*Zachar et al., 1987*).

Dusík se ve vodách vyskytuje jako amoniakální, dusitanový, dusičnanový a organický 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 Pittera (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 (NH_4^+ , NH_3), kyanatany (CNO^-), kyanidy (CN^-)
- 0 elementární dusík (N_2)
- +I hydroxylamin (NH_2OH), oxid dusný (N_2O)
- +III dusitanový dusík (NO_2^-)
- +V dusičnanový dusík (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 prostředí působí nadbytek dusíku mnoho problémů. Vede ke znečištění vod (zejména nitráty), ke znečištění zemědělských produktů, jejichž kvalita se tak snižuje. V půdě a vodě je nadbytek dusíku příčinou zvýšených emisí jeho plyných sloučenin do ovzduší. Oxidy dusíku podporují tvorbu fotochemického smogu v troposféře i odbourávání ozónu ve stratosféře (*Šimek, 2003*).

V přírodních vodách se koncentrace dusičnanů mění také v závislosti na vegetačním období. V zimním, tj. mimovegetačním období, se v podzemních vodách nacházejí dusičnany v maximální koncentraci. Jelikož jsou v půdním komplexu zadržovány jen velmi slabě, vyluhují se z půdy. Naopak v letním, tedy ve vegetačním období, jsou z vody odčerpávány. Maxima a minima závisí také na způsobu obdělávání půdy (*Pitter, 1999*).

2 Charakteristika fosforu

Fosfor je prvkem, na jehož množství a dostupnosti v půdě podstatně závisí růst rostlin a jejich produktivita (*Šimek, 2003*). Sloučeniny fosforu hrají významnou úlohu v přírodním koloběhu látek. Jsou nezbytné pro nižší i vyšší organismy, které je přeměňují na organicky vazaný fosfor. Po uhynutí a rozkladu organismů se fosforečnany opět uvolňují do prostředí. Zvlášť významně se fosforečnany uplatňují při růstu zelených organismů ve vodě (řas a sinic). Fosfor má klíčový význam pro eutrofizaci povrchových vod (*Pitter, 1999*). Na kvalitu půdy, podzemních vod, povrchových vod a atmosféry může mít ztráta fosforu negativní vliv a to dokonce i vliv na funkci ekosystému včetně Země jako celku (*Schröder et al., 2004*).

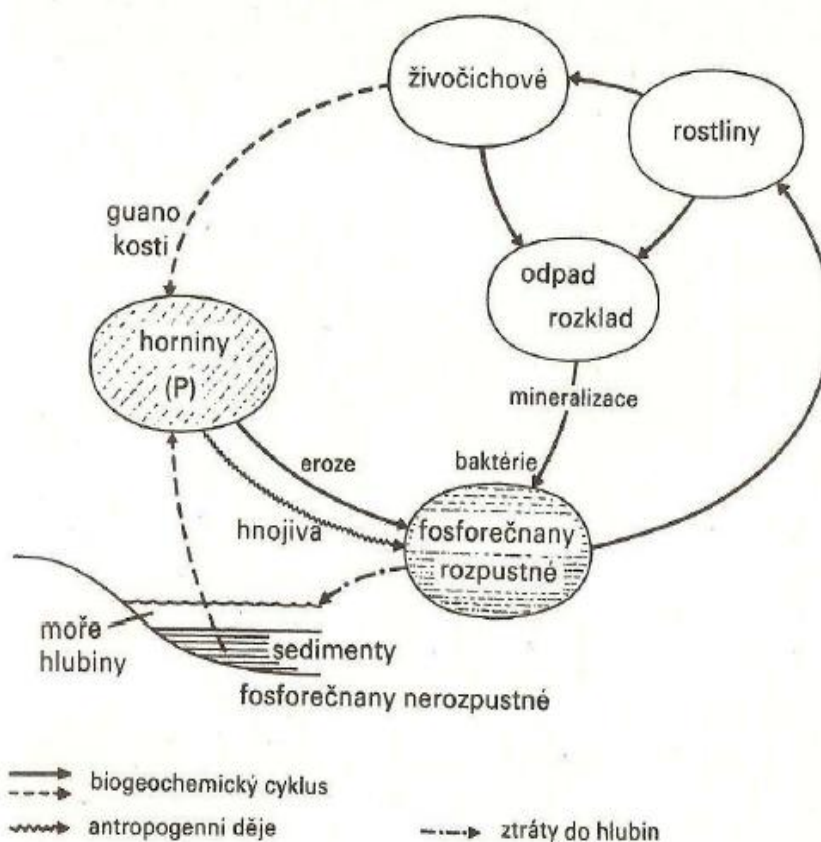
2.1 Fosfor a jeho cyklus

Geochemický koloběh fosforu se liší od koloběhu ostatních hlavních biogenních prvků tím, že chybí jeho atmosférická část, kde všechny typy atmosférického transportu jsou nevýznamné s výjimkou místního transportu uskutečňovaného mořskými ptáky, kteří jsou odpovědni za akumulaci guána¹ (*Moldan et al., 1979*).

Ani jedna z obvyklých sloučenin fosforu nemůže být přemísťována atmosférou, a proto fosfor s vodou sdílí pouze část jejího koloběhu, a to 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. Za normálních okolností je tento proces velmi pomalý (*Heteša a kočková, 1997*).

1 nahromaděný trus mořských ptáků, který obsahuje velké množství fosforu

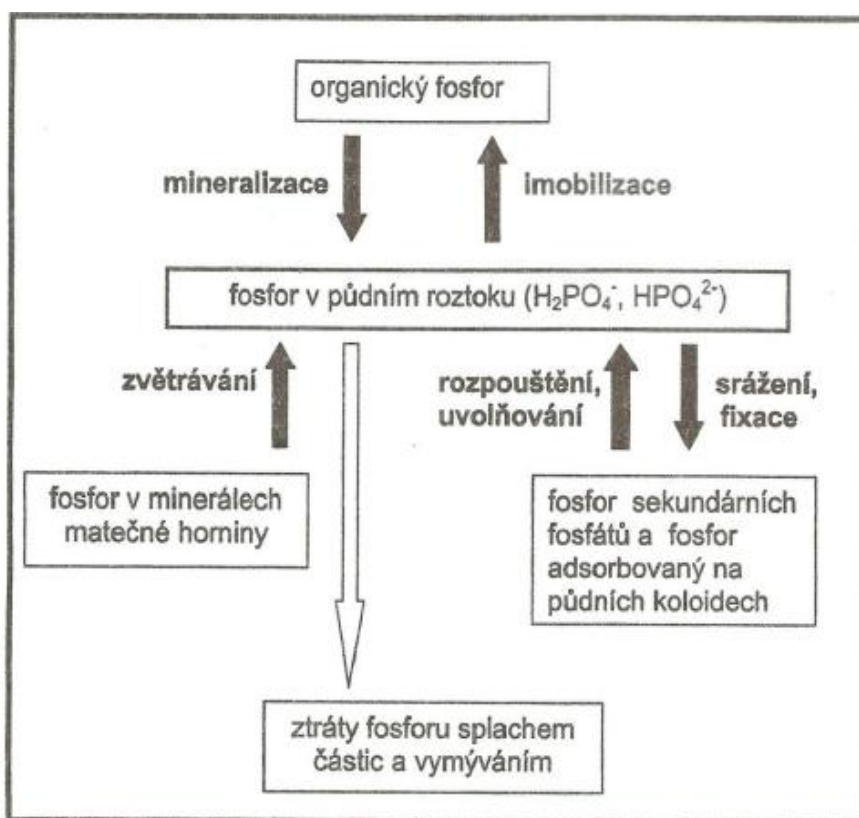
Obrázek 3: Cyklus fosforu (podle Císaře et al., 1987)



Zvětráváním minerálů, později i ve formě organických zbytků, a v posledních stoletích stále významněji s přispěním člověka, se dostává fosfor do prostředí, díky kterému se urychluje globální cyklus fosforu (Šimek, 2003).

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

Obrázek 4: Hlavní procesy přeměn fosforu v půdě (podle Fotha, 1990)



Díky nedostatku atmosférického transportu je přirozený pohyb fosforu velmi pomalý (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 fosforu 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 zvětváváním 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).

2.2 Zdroje fosforu

V zemské kůře je zastoupen asi 0,1 %. Obsah fosforu je v hydrosféře velmi nízký, protože sloučeniny fosforu jsou ve vodě málo rozpustné. Nejčastější nerozpustnou formou jsou fosforečnany hliníku, vápníku a železa (*Císař et al., 1987*). Přírodním zdrojem fosforu ve vodách je rozpouštění a vyluhování některých mineralů a zvětralých hornin. Apatit, variscit, strengit a vivianit jsou hlavními primárními minerály (*Pitter, 1999*).

Fosforečnanů je velké množství druhů a jsou anorganického i organického původu. Nazývají se podle chemického složení, jejichž synonymem jsou fosfáty. Větší ložiska fosfátů se vyskytují hlavně v sedimentech, méně často ve vyvěřelých horninách. Přes 80 % vytěžených fosfátů se zužitkuje v zemědělství jako hnojivo (superfosfáty a jiná odvozená hnojiva) (*Svoboda et al., 1983*).

Antropogenním zdrojem anorganického fosforu je především aplikace fosforečných hnojiv a odpadní vody z prádeln, do kterých se dostávají fosforečnany z pracích prostředků (fosforečnanové prací prostředky obsahují až 5 % fosforu a někdy i více). Zdrojem organického fosforu je fosfor obsažený v živočišných odpadech. Dalším zdrojem jsou polyfosforečnany používané v čistících a odmašťovacích prostředcích a jako protikoroziční 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*).

Dále sem patří zdroj fosforu organického původu, což 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*).

V atmosféře je fosforu velmi málo, narozdíl od dusíku, síry a dalších prvků. Fosfor je zde obsažen pouze v prachových částicích. Tím je dán poměrně nízký vstup fosforu do půdy ve formě spadu (*Šimek, 2003*).

2.3 Výskyt fosforu ve vodách

Fosforečnany geologického původu jsou v podzemních vodách obsaženy obvykle ve velmi malém množství. Oproti tomu povrchové vody obsahují větší množství fosforečnanů, a to v důsledku používání tenzidů, fosforečných hnojiv atd. Mezi další zdroje patří splaškové odpadní vody a odumřelé vodní rostliny a živočichové. Sloučeniny fosforu významnou mírou přispívají k eutrofizaci vod (Zachar et al., 1987).

Ke zvyšování obsahu fosforu ve vodách dochází vypouštěním odpadů obsahujících rozpustné sloučeniny fosforu. Zdrojem těchto odpadů jsou především prášky na praní a jiné podobné látky, avšak v poslední době se obsah fosforu v těchto přípravcích snižuje. (Cisár et al., 1987).

Z hornin litosféry se fosforečnany uvolňují především zvětráváním. V podobě rozpuštěných ortofosforečnanů nebo jejich sraženin, většinou fosforečnanu železitého, se dostává do vodních ekosystémů (Lellák a Kubíček, 1991).

Fosforečnany mají v podzemních vodách indikační význam. Pokud jejich koncentrace v těchto vodách náhle vzroste, svědčí to o možnosti fekálního znečištění (pokud lze vyloučit znečištění způsobené fosforečnanovými hnojivy). Vzrůst jejich koncentrace má značnou indukční hodnotu, protože se snadno zadržují v půdě chemickými procesy a absorpcí. Běžně se analyticky odlišuje celkový fosfor, orthofosforečnanový fosfor a fosfor vázaný v hydrolyzovatelných fosforečnanech. Fosfor obsažený v živočišných odpadech je zdrojem organického fosforu (Pitter, 1999).

3 Faktory ovlivňující vyplavování dusíku a fosforu do vod

Faktory, které ovlivňují vyplavování dusíku jsou podle Kvítka a kol. (2007) závislé na vlivu konzervativních (neovlivnitelných) a progresivních (ovlivnitelných) ekologických faktorech. Z prvé skupiny faktorů mají významný vliv meteorologické podmínky v působení na průběh a množství ztrát dusíku vyplavením. Především atmosférické srážky a teploty, v interakci s odběrem dusíku porostem, mají podstatný vliv na pohyb dusíku. Zhang (2008) uvádí, že vyplavování fosforu je většinou považované za méně důležité, s výjimkou, kdyby byla fosforem již půda příliš nasycena. Hojné používání hnojiv má za následek vyplavování fosforu (*Kang a kol., 2011*).

Vyplavování může být za určitých podmínek důležité pro přenos fosforu z půd povrchovou vodou. Stejně jako v písčitéch půdách, půdách s vysokým obsahem organické hmoty a regionech s dlouhodobou historií používání hnojiv (*Sims a kol., 1998*). Dle Zhanga (2008) jsou písčité půdy citlivé na znečištění prostředí.

Z ovlivnitelných ekologických faktorů na vyplavování dusíku do vod má vliv celá řada pratotechnických opatření, mezi které řadíme vápnění, způsob a provedení meliorací a podobně. Tato opatření přispívají k zintenzivnění biologického cyklu, ke zvýšení pohybu vody a živin v půdě (*Kvítek a spol., 2007*). Podmínky pro vyplavení dusíku se v jednotlivých letech výrazně liší. Zohledňují se dvě hlavní podmínky, kterými jsou srážky v létě a teploty v meziporostním období jednotlivých let, jako ukazatel možného výparu z půdy. V konkrétním ročníku jsou podmínky pro vyplavení dusíku ovlivněny řadou dalších faktorů (předplodina, zpracování půdy, sněhová pokrývka). Je zřejmé, že v oblastech a letech, kde úhrn efektivních srážek dosahuje 150 mm a více, existuje zvýšené riziko vyplavení, zvláště na lehčích a středních půdách (*Haberle a Svoboda, 2008*). Heteša a Kočková (1997) uvádí, že se fosfor v podzemních vodách vyskytuje obvykle jen ve velmi malých koncentracích, protože se snadno zadržuje v půdách. Většinou jde o tisíce miligramů a menší množství v 1 litru vody. V povrchových vodách zatížení fosforem mnohonásobně vzrůstá a pohybuje se kolem desetin miligramů a celých miligramů v 1 litru vody. Fosfor vstupuje při fázi nahromadění do půdy pomocí svého rozpouštění ze zdroje a při transportu je fosfor přenesen s půdní vodou do podzemní vody a nakonec na povrch v místě vyústění pramene (*Kang a kol., 2011*).

Dle Kvítka a kol. (2007) sezónní dynamika vyplavování nitrátů obvykle vykazuje dva vrcholy, z toho první je výraznější a vzniká v období vegetačního klidu až předjaří. Druhý, méně významný, je více závislý především na srážkových poměrech po sklizni prvních sečí (poslední dekáda května). V období, kdy je nízký výpar, ale vysoké srážky a zatím neroste žádná vegetace (podzim, zima, jaro), dochází k největším ztrátám dusičnanů z orné půdy (Stenberg a kol., 1999).

Využitím mezíplodin lze částečně zabránit ztrátám dusíku při vyplavování. V době podzimu a mírné zimy, kdy ještě není zajištěn hlavní porost a drenáže fungují normálně, je již trochu vyrostlá vegetace mezíplodin schopna zachytávat dusík z půdního profilu (Stenberg a kol., 1999).

3.1 Land use

Pojem Land use je konkrétní projev lidské aktivity v prostoru a čase, který v sobě zahrnuje určitý historický, hospodářský, sociální a kulturní potenciál a je kompromisem mezi přírodními podmínkami území, technickými možnostmi a poznatky člověka (Žigrai, 1983).

Žigrai (1983) dále uvádí, že forma využití země představuje jednu ze základních kategorií využití krajiny používané v ekonomické geografii. Bauer a Weinitschke (1967) spolu dávají za příklad ekonomickogeografického termínu, který svojí náplní stojí blízko k pojmu forma využití země, uvádíme užitkový druh a Troll (1969) dává příkladem užitkovou plochu.

Mezi formy využití země patří zastavené plochy průmyslové, těžební, obytné, dopravní, rekreační a veřejného užitku; orná půda, zahrady, sady, trvalé travní porosty, to jsou louky a pastviny, lesy, vodní plochy, úhory, ostatní plochy přírodního a umělého původu. (Žigrai, 1983).

Vliv nedostatku a nadbytku dusíku na půdu

Nedostatek dusíku v půdě má za následek omezení tvorby stavebních a funkčních bílkovin, což se projevuje omezením růstu rostlin a tvorby všech podstatných orgánů rostlin (listů, stébel, lodyh, letorostů a podobně). Rostliny jsou slabší a nižší a porosty jsou často nevyrovnané a světlejší (Vaněk a kol., 2002).

Nadbytek dusíku je méně častý a projevuje se většinou latentní formou. Působení nadbytku dusíku je rozdílné podle druhů rostlin a růstové fáze rostlin. Velmi citlivé na nadbytek dusíku v raných fázích vegetace (již při vcházení) jsou například jeteloviny, řepa, drobnosemenné zeleniny a další rostliny. Omezení vcháživosti a negativní ovlivnění růstu mladých rostlinek způsobuje více amonná forma dusíku než ledková (nitrátová), proto je nutné se vyvarovat vyšších jednorázových dávek dusíku a dodržet 10 až 14denní odstup mezi hnojením a setím (*Vaněk a kol., 2002*).

Vliv nedostatku a nadbytku fosforu na půdu

Nedostatek fosforu se u rostlin projevuje méně často. Většinou se jedná o latentní nedostatek – na rostlinách nejsou zřetelné žádné zjevné příznaky nedostatku této živiny, ale jeho obsah v rostlinách je nízký, takže nemohou probíhat všechny biochemické funkce na potřebné úrovni. Kritické období pro příjem fosforu rostlinami je počátek vegetace a zvláště za chladného, případně suchého počasí, je výrazně stížen příjem fosforu. Postupným růstem kořenů se po zlepšení povětrnostních podmínek může jeho příjem zlepšit, ale výrazný deficit se většinou již nedá plně nahradit. Při déletrvajícím výrazném nedostatku fosforu reagují rostliny již vnějšími příznaky. Charakteristické je to, že rostliny jsou nízké, listy užší a menší a vzpřímené, stonky slabší a u obilovin je omezeno odnožování a je omezena i tvorba kořenů. Dochází ke snížení odolnosti proti mrazu (*Vaněk a kol., 2002*).

Nadbytek fosforu v rostlinách se u nás téměř nevyskytuje. Je to způsobeno tím, že fosfor je velmi dobře sorbován půdou a jeho obsah zatím zdaleka nedosahuje kritických hodnot, kdy by přecházel ve vyšších koncentracích do půdního roztoku. Pokud byly u nás zaznamenány příznaky poškození rostlin nadbytkem fosforu, bylo to většinou při vysokém zásobení nebo melioračním hnojení, kdy se aplikovala například u sadů fosforečná hnojiva, nebo u kukuřice také při předzásobením hnojením. Vysoká dávka fosforu způsobí krátkodobé snížení přijatelnosti některých kovů tím, že se rozpustné fosforečnany váží na tyto kovy a vytvářejí nerozpustné sloučeniny. V současném období, kdy je použití fosforečných hnojiv značně omezené, je toto působení málo pravděpodobné (*Vaněk a kol., 2002*).

3.1.1 Louky

Travní porosty mají v krajině velký význam z hlediska omezení vodní a větrné eroze půdy a také z hlediska ochrany kvality povrchových i podzemních vod (v porovnání s ornou půdou). Zvyšují infiltrační schopnosti půdy, snižují rychlost a unášecí schopnosti povrchově stékající vody (Mládek a kol., 2006).

Podstatná část kořenů travních porostů je soustředěna ve svrchních vrstvách půdy (0 – 0,30 m). Hloubka prokořenění jednotlivých druhů, zastoupených ve vícedruhových společenstvech, ovlivňuje i jejich celkovou odolnost vůči nepříznivým klimatickým podmínkám, zejména vůči suchu. Tuto vrstvu lze považovat za dějiště různých interferencí mezi druhy, místo, kde dochází k nejintenzivnější činnosti mikroorganismů, k výměně plynů mezi půdou a atmosférou a v neposlední řadě zde dochází také k rozhodující sorpci živin a vody (Kvítek a kol., 2007). Rychnovská a kol. (1985) uvádí, že hlubší vrstvy jsou sice kvantitativně méně významné, ale nelze je zcela opomíjet, protože se značnou měrou podílí na čerpání živin ze spodních vrstev půdy a na biochemických koloběžích.

Dle Kvítka (2007) je většina půdního dusíku v lučních ekosystémech v organických formách, jen malou část tvoří anorganický dusík, který podléhá rychlým změnám. Rostliny a mikroorganismy jsou náročné na minerální dusík, neboť v lučních půdách je značné množství organické hmoty s širokým poměrem C/N. Při poměru C/N více než 20-25 je všechn minerální dusík uvolněný během rozkladu ihned spotřebován mikroorganismy, ale při úzkém poměru C/N vzrůstá možnost kontaminace podzemních vod. Hynšt a Šimek (2009) uvádí, že rychlost přeměny dusíku v lučních ekosystémech je ovlivněná vzájemným působením tří důležitých částí – rostliny, živočichové a půdní organismy.

Hnojení travních porostů je často diskutovaným tématem, jak mezi zemědělskými odborníky studujícími kvalitu píče a následnou živočišnou produkci, tak mezi biology zabývajícími se spíše záležitostmi základního výzkumu, jako jsou například konkurenční vztahy mezi jednotlivými druhy rostlin (Hejčman a kol., 2005). Většina živin se při celosezónní pastvě trvalých travních porostů vrací zpět do půdy ve formě tekutých nebo tuhých výkalů. Tyto pasené porosty většinou nevykazují deficit v půdě od dlouhodobě sečně využívaných a nehnojených luk (Mládek a kol., 2006).

Dle Hejčmana a kol. (2005) může hnojení dusíkatými hnojivy, podobně jako

hnojení superfosfátem a vápnění, a to i po jeho skončení, vykazovat dlouhodobý vliv na vegetaci travního porostu. Obnova oligotrofních travních porostů na místech v minulosti intenzivně hnojených tak může být značně problematická a dlouhodobá.

Travní porosty lze využívat sečením, spásáním nebo se dají kombinovat. Různé způsoby využití těchto porostů mohou poškozovat některé druhy rostlin více a některé méně. Při intenzivnější pastvě luk je však často narušena recirkulace živin jejich nadměrným nahromaděním v daném území (diverzitou), zničením pokryvu rostlin, kompaktností a jiným narušením půdní struktury (*Hynšt a Šimek, 2009*). Přeměna dusíku v takto narušených ekosystémech je často doprovázena zvyšováním produkce N₂O emisí z půdy (*Luo a kol., 2008*).

Při nadbytku dusíku dochází k podpoře dlouhivého růstu, zvýšení počtu odnoží, a tím hustotu porostu. Nepřímo pak snižuje podíl jetelovin a podporuje vzrůstné druhy trav a bylin. Ovlivnění kvality píce dusíkem spočívá v nárůstu dusíkatých látek v sušině a její stravitelnosti. Nadměrné dávky N snižují obsah sušiny píce, zvyšují obsah vlákniny, redukují obsah vodorozpustných cukrů a chutnost píce. U porostů s převahou travních druhů zvyšuje hnojení dusíkem obsah nitrátů, což způsobuje poruchy metabolismu zvířat. Koncentrace dusíku v píci travních porostů se pohybuje v rozmezí 20 – 35 g.kg⁻¹ (*Ryant a Skládanka, 2005*).

Fosfor podporuje rozvoj vikvovité složky v travním porostu. Tím přispívá ke zvýšení kvality luční a pastevní píce. Je hodnocen jako živina kvalitativní. Koncentrace fosforu v luční píci má být 3,0 – 3,5 g.kg⁻¹ (*Ryant a Skládanka, 2005*).

3.1.2 Lesy

Lesní půda dle Vesterdala a kol. (1995) je tvořena vrstvami odumřelé organické hmoty nad minerální půdou, kde se pak hromadí živiny v nedostupných formách. Rychlost tvorby podestýlky převyšuje rychlost jejího rozkladu. V biogeochemickém koloběhu živin v lesních ekosystémech je rozklad podestýlky důležitým článkem, protože organicky vázané živiny jsou mineralizovány a opět poskytnuty vegetaci. V oblastech s listnatým porostem, kde je nízký úhrn srážek, patří opad mezi hlavní cestu k návratu živin do půdy a představuje více synchronizovaný rytmus vstupu živin do půdy než ve vlhkých tropech (*Campo a kol., 2001*). Dle Campa a kol. (2001) je v tropických lesních ekosystémech typicky nejvíce konzervovaná živina fosfor. Na transformaci živin v lesní půdě byly zaměřeny četné studie a to zejména ve stádiích

časného rozkladu (*Cortina a kol., 1995*).

Dřeviny jsou citlivé k dlouhodobým účinkům znečištění ovzduší. Znečištění ovlivňuje rozdělení živin a těžkých kovů v půdě, jichž zde může být buď nadbytečný nebo nedostatečný přísun, nebo mohou být též narušeny půdní procesy. Znečištěním je ovlivněn zdravotní stav jednotlivých stromů, stejně jako samotná struktura lesa. Poté může docházet ke změnám druhového složení rostlin, typických pro lesní ekosystém (*Sawyer, 1990*).

Dle Hrušky a kol. (2001) množství vyplavovaného minerálního dusíku z jehličnatých lesních ekosystémů částečně určuje velikost atmosférické depozice dusíku a částečně poměr C/N v organickém půdním horizontu (stav humusu) a zásoba bazických kationtů v minerálních půdních horizontech daného ekosystému. Vyplavování minerálního dusíku je výrazně vyšší v jehličnatých porostech s poměrem C/N v organickém horizontu nižším než 24. Poměr C/N v organickém horizontu podstatné části jehličnatých lesních porostů v oblastech s vysokou antropogenní depozicí na území České republiky je zřejmě nižší než tato kritická hodnota, což indikuje významné vyplavování živin z těchto ekosystémů.

Změny v biochemických a mikrobiálních procesech jsou klíčovými faktory, které ovlivňují transformaci ve vrchních a humusových vrstvách, v nichž je dominantní formou organický fosfor. Narozdíl od toho rychlost zvětrávání a půdní fyzikálně-chemické procesy ovlivňují hlavně transformace fosforu a akumulaci (nahromadění) v hlubších minerálních vstvách (*Šantrůčková a kol. 2004*).

Prozatím není známo, jestli formy nerozpustného půdního fosforu jsou ovlivněny biologickými procesy v pohotovostním vývoji v oblasti přírodních lesů. U těchto lesů se předpokládá, že fosfor by měl být rozdělen mezi ekosystémové složky v průběhu vývoje porostu, ale bohužel není dostatek informací o příslušných změnách forem půdního fosforu (*Brandtberg a kol., 2010*).

Antropogenní depozice dusíku může zřejmě v závislosti na její velikosti a podmínkách cílového lesního porostu stimulovat růst stromů, stejně jako jej inhibovat. Stav lesních porostů je vždy výsledkem působení celé řady přírodních i antropogenních faktorů (*Hruška a kol., 2001*).

Lesní ekosystémy jsou na nízkou dostupnost dusíku adaptovány a jejich druhová diverzita je zpravidla vyšší. Většina druhů rostlinných společenstev těchto ekosystémů je totiž kompetičně úspěšná právě a jen při nízké dostupnosti dusíku. Dlouhodobě zvýšený vstup dusíku do ekosystému může být z těchto důvodů příčinou

změn v jeho druhovém složení (*Hruška, Cienciala 2005*).

Lidská činnost významně ovlivňuje cyklus dusíku tak, že převádí relativně stálý atmosférický dusík do reaktivních forem. Emise NO_x vznikající při spalovacích procesech, zvyšují vstup dusíku do lesních ekosystémů. Jelikož růst lesních ekosystémů je často limitován množstvím dusíku, při zvýšení depozice dusíku se zvyšuje i množství vázaného CO₂ hromaděním lesní biomasy (*Nadelhoffer 1999*).

3.2 Půda

Půda je neobnovitelným přírodním zdrojem a je charakteristickou složkou krajiny. V roce 1995 činil podíl orné půdy 73,75 % z celkového množství zemědělské půdy, což představuje vysoký stupeň zornění. V roce 2013 již tento podíl byl 70,8 %². Na půdu mají vliv půdotvorné faktory, jako jsou podnebí, biologický faktor, podzemní voda a vliv člověka (*Hůla, Abrham a Bauer, 1997*).

V rámci agrochemického zkoušení zemědělských půd se nestanovují hodnoty pro dusík z důvodu relativně vysoké proměnlivosti, závislosti na klimatických podmínkách a aktuálním hnojení (*Sáňka a Materna, 2004*).

Následující tabulky (*Sáňka a Materna, 2004*) uvádějí rozsahy hodnot obsahů minerálního dusíku v zemědělských půdách ČR. Tyto tabulky byly sestaveny na základě dlouhodobého sledování ÚKZÚZ (Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský) v programu bazálního monitoringu půd, polních zkoušek a lyzimetrických sledování.

2 Česká republika je zemí s vysokým podílem orné půdy na celkové rozloze státu (39 %). Podle údajů ČÚZK tvořila zemědělská půda v roce 2013 celkem 4 220 tis. ha (tj. 53,5 % celkové rozlohy půdního fondu), nezemědělská půda 3 667 tis. ha. V rámci zemědělské půdy má nejvyšší podíl orná půda (70,8 %). Na druhém místě jsou trvalé travní porosty (23,6 %), zbývajících 5,7 % tvoří chmelnice, vinice, ovocné sady a zahrady.

Tabulka 1: Popisná statistika pro podzemní obsahy nitrátového a amonného dusíku v půdě (převzato od Sáňka a Materna, 2004)

Dusík	Kultura	Horizont	Popisná statistika (mg.kg -1 suš.)				
			aritmet.průměr	medián	min	max	počet vzorků
Nitrátový dusík N-NO ₃	orná půda	ornice	9,9	8,2	0	50,4	423
		podorničí	8,3	6,5	0	63,2	423
	trvalé travní porosty	svrchní vrstva	3,5	2,3	0	13,5	44
		spodní vrstva	2,3	1,2	0	12,2	44
Amonný dusík N-NH ₄	orná půda	ornice	2,8	1,8	0	28,4	423
		podorničí	2,3	1,3	0	39,5	423
	trvalé travní porosty	svrchní vrstva	4,6	4,4	0,5	11,2	44
		spodní vrstva	3	2,1	0,3	10,5	44

Tabulka 2: Popisná statistika pro jarní a podzimní obsahy minerálního dusíku v půdě (převzato od Sáňka a Materna, 2004)

Doba odběru	Hloubka odběru	Popisná statistika (mg.kg-1 suš.)				
		aritmet. průměr	medián	minimum	maximum	počet vzorků
Brzy na jaře	0 - 30 cm	9,4	7,6	0,6	157,9	936
	30 - 60 cm	8,4	7,2	0,3	74,3	936
Před zámrzem	0 - 30 cm	11,7	9,6	0,7	113,4	918
	30 - 60 cm	8,3	6,7	0,2	48	908

Půda je všeobecně pojmuta jako základní článek potravního řetězce a současně jako media pro růst rostlin. Je životně důležitou zásobárnou vody pro suchozemské rostliny a mikroorganismy a je filtračním čistícím prostředím, přes který voda přechází (Sáňka a Materna, 2004). Dle Sáňky a Materny (2004) hraje půda zcela zásadní a nezastupitelnou roli ve stabilitě ekosystémů a v ovlivňování bilancí látek a energií. Cílem je sledovat základní charakteristiky půdy jako je například barva, struktura, textura půdy, dále pak obsah vody a humusu v půdě a objemovou a měrnou hmotnost půdy.

Dle Sharpley a kol. (2000) se většina studií zabývá právě ztrátou fosforu z půdy do povrchových vod prostřednictvím eroze, povrchového odtoku nebo podpovrchového odtoku drenážním systémem. Obsah celkového fosforu v půdě se pohybuje v rozmezí 0,03 – 0,1 % . Celkový obsah fosforu v půdě závisí na složení mateční horniny, druhu půdy a obsahu organických látek v půdě (Kalinová, 2007).

Macháček a Čermák (2004) uvádí, že v půdě je obsažen fosfor v anorganických i organických sloučeninách. Anorganické sloučeniny fosforu v půdě značně kolísají a to v závislosti na druhu a typu půd, hloubce profilu půdy, úrovni fosforečného hnojení. Organické sloučeniny fosforu představují další část z celkového obsahu fosforu v půdě. Fosfor je považován za potenciální zdroj pro rostliny a v půdách s travním porostem organicky vázaný fosfor převládá. Může dosahovat i 80 % z veškeré zásoby fosforu v půdě.

Rozpustnost fosforu je závislá na pH půdy a na zastoupení jílových minerálů. V půdě je fosfor často dostupný při slabě kyselé nebo neutrální reakci. Fosfor přechází v kyselých půdách do formy nerozpustných fosfátů Fe a Al nebo jsou absorbovány na povrchu amorfních hydroxidů – oxidů, ale v zásaditých půdách fosfor přechází na nerozpustné Ca fosfáty (Šantrůčková, 2001). Dle Kalinové (2007) se díky kypření půdy a vápnění zlepšuje půdní struktura, přispívá k provzdušnění půdy a tím je lepší přístup živin.

3.3 Atmosférická depozice

Pojem atmosférická depozice označuje proces přestupu (transportu) látek v plynném, kapalném a tuhém skupenství z atmosféry na zemský povrch (do dalších částí ekosystému). Její studium má zásadní význam pro poznání škod, které způsobuje znečištění atmosféry na ekosystémech (Vysoudil, 2002).

Dle Pittera (1999) to jsou látky obsažené ve vzduchu, které se odstraňují suchou nebo mokrou cestou. Suchá depozice probíhá neustále a nezávisle na srážkové činnosti. Mokrú depozice se rozlišuje na vertikální (déšť, sníh, kroupy) a horizontální (například námraza a mlžná voda). Depozice se nejčastěji vyjadřuje hmotností dané látky vztažené na jednotku plochy za časovou jednotku (v g m^{-2} , v kg ha^{-1} nebo v kg km^{-2} za rok).

Pitter (1999) uvádí, že sloučeniny fosforu se do povrchových vod dokážou dostat i z atmosférických depozic. V atmosféře je obsaženo velmi málo fosforu, a to jen

v prachových částicích, oproti dusíku, síry a jiných prvků (*Šimek, 2003*).

Podle Vicarse a kol. (2010) za standardních podmínek teploty a tlaku nemá fosfor významnou plynnou fázi, narozdíl od dusíku a uhlíku. Jeho částice jsou v atmosféře téměř úplně sloučeny. Většina studií se proto zabývá spíše atmosférickou depozicí dusíku než depozicí fosforu. V ekosystémech je ekologický význam depozice části fosforu zdůrazněná tam, kde jsou jinak zdroje fosforu nízké.

V letech 1985 a 1999 se v rámci průzkumu tyto trendy promítly do většího souboru vzorků jezer v Nevadě. Z vybraných jezer se díky poklesu dusičnanů zvýšil celkový fosfor na více než 70 % (*Vicars a kol., 2010*). V dnešní době je globální problém zvýšená koncentrace NO, N₂O, NH₃ v ovzduší. Mezi tyto problémy patří globální oteplování, narušování ozónové vrstvy, vznik kyselých srážek a následná acidifikace prostředí a tvorba smogu. Význam depozice atmosférického dusíku na hladině vody v posledních letech vzrůstá a to zvláště ve spojení s eutrofizací vodních společenstev (*Karthikeyan, 2009*).

3.4 Kyselé deště

Dle Sawyera (1990) podobně jako jiné formy znečištění, ani kyselý déšť není jasně viditelný. Nelze jej postřehnout ani v oblastech, kde působí již řadu let. I když jsou jeho účinky patrné, je rozsah jím vyvolaných škod obvykle již vážný a možná nevratný. Hlavní vinu na tom má rostoucí tempo spalování fosilních paliv při získávání tepla a elektřiny, příčinou je také to, že jsme stále větší měrou závislí na používání motorových vozidel. Během několika posledních let se stává hrozivým a běžným v mnoha zemích a oblastech (*Lellák a Kubíček, 1991*).

Oxid siřičitý a oxidy dusíku jsou hlavní nečistoty zodpovědné za vznik kyselého deště. Jsou to bezbarvé plyny, které vypouštějí především elektrárny, průmyslové a výrobní závody při spalování uhlí a topných olejů. Znečišťující atmosférické příměsi se během svého transportu atmosférou působením řady fyzikálních a chemických procesů přeměňují a postupně jsou z atmosféry odstraňovány ve formě suché nebo mokré atmosférické depozice (*Sawyer, 1990*).

Zvýšení kyselosti a pokles zásaditosti lze měřit pomocí stupnice pH. Stupnice pH sahá od pH 14 (extrémní zásaditost) až pod pH 1 (extrémní kyselost) a neutrální reakci přísluší pH 7. Okyselování vody vyvolává další problémy v prostředí, jako

například zvýšené uvolňování těžkých kovů do půdy, odumírání a špatný zdravotní stav prakticky všech rozšířených druhů jehličnanů a listnatých dřevin (*Sawyer, 1990*).

Bylo prokázáno, že srážky nad Skandinávií, které pocházejí z oblastí střední a západní Evropy a Británie, jsou stále kyselější. Jedná se tedy o mezinárodní problém, který je třeba řešit mezinárodní spoluprací (*Lellák a Kubiček, 1991*).

3.5 Acidifikace

Acidifikace je proces okyselování půdy a vody, který se stává mimořádně závažným problémem životního prostředí rozsáhlých oblastí. K nejzávažnějším negativním jevům acidifikace patří znehodnocování zdrojů užitkové a pitné vody, neboť tyto vody obsahují nadměrné množství těžkých kovů, které ohrožuje zdraví nejen lidí, ale i hospodářských zvířat (*Lellák a Kubiček, 1991*).

Mezi acidifikující látky patří SO_2 , NO_x , NH_4 , který je oxidován na NO_3^- . Proces vede k vyplavování bazických kationtů do vod a vazebná místa pro kationty v půdě jsou nahrazována H^+ a Al^+ s následkem toxického působení na rostliny a mikroorganismy. Při dalším postupu jsou ionty H^+ a Al^+ dále vyplavovány do vod (*Sáňka a Materna, 2004*).

3.6 Hnojení

Hnojení anorganickými i organickými hnojivy představuje často hlavní zdroj dusíku v mnoha agroekosystémech a také v některých lesních ekosystémech. Přísun dusíku do biosféry ve formě hnojiv je v současnosti řádově stejný jako přísun biologickou fixací molekulárního dusíku (*Šimek, 2003*). Podle Bulíčka a kol. (1977) se obsah dusičnanů v povrchových a podzemních vodách bude zvyšovat v závislosti na dávkách dusíkatých hnojiv. Příčinou je aplikace těchno hnojiv, při níž dochází ke značným ztrátám dusíku povrchovým smyvem a pronikáním dusíku půdním profilem do hlubších půdních vrstev s kontaminací podzemní vody (*Tlapák, Šálek a Legát, 1992*).

Dusík z hnojiv a půdní zásoby, který plodiny nevyužijí pro růst a hospodářský výnos, může unikat z agroekosystému, a k tomu se část dusíku v půdě transformuje na skleníkové plyny (*Haberle a Svoboda, 2008*). Mezi dusíkatá hnojiva patří

dusičnan amonný (ledek amonný), který představuje hnojivo se dvěma formami dusíku. Obě formy dusíku rostliny dobře využívají a s ohledem na jeho působení se jeví jako univerzální hnojivo. Výhodné je zejména jeho využití pro přihnojování během vegetace. Nevýhodou je jeho hydroskopičnost³ (*Vaněk a kol., 2002*).

Předpokladem pro dlouhodobě úspěšné hospodaření je udržování dobré půdní úrodnosti. Většina doporučení ve výživě rostlin vychází z důsledného bilancování rostlinných živin (*Klír, 1999*). Vzhledem k relativně nízkému obsahu fosforu v půdách i vzhledem k tomu, že se jej většina nachází v málo rozpustných nebo nerozpustných formách a v organických sloučeninách, je ve velké většině půd nedostatek přijatelného fosforu. Přijatelnost fosforu významně ovlivňuje půdní reakce (*Šimek, 2003*). Fosforečná hnojiva představují největší přísun fosforu do zemědělsky využívaných půd. Fosfor je vedle dusíku a draslíku nejvýznamnější prvek, který se hnojením vnáší do ekosystémů (*Šimek, 2004*). V systému ekologického zemědělství je možné koloběh živin v půdě zajistit jedině organickými hnojivy, přírodními prostředky nebo různými typy povolených minerálních hnojiv (*Kalinová, 2007*).

Hlavní zásada hnojení fosforečnými, draselnými a hořečnatými hnojivy spočívá v úhradě potřebného množství živin v rámci celého osevního postupu (*Balík, 1993*). Z pole se většinou odváží pouze část živin odebraných plodinami. Například slunečnice je sice rostlinou s vysokými nároky na rostlinné živiny – na výnos 2,5 tuny semene odebere z každého hektaru průměrně 125 kg N, 33 kg P a 125 kg K, ovšem z tohoto množství živin zanechá na poli přibližně 50 % N, 40 % P a 85 % K (*Klír, 1999*).

V oblastech s intenzivní živočišnou produkcí je hnůj často aplikován v blízkosti zařízení vzhledem k ceně přepravních nákladů. Půdy v blízké krajině jsou náchylné k přijímání velkého množství hnoje a to vede k trvalému zvýšení potenciální ztrátě živiny do podzemních a povrchových vod (*Kang a kol., 2011*).

Efektivní použití fosforečných hnojiv je podmíněno celou řadou faktorů. Těmito faktory jsou dávky fosforečného hnojiva a jeho rozpustnosti, půdní vlastnosti, způsoby zapravení hnojiva a vlastnosti hnojených plodin. Uvedené faktory ve svém komplexu zajišťují, jsou-li v optimu, vysokou hladinu přístupného fosforu v půdě a umožňují současně jeho zvýšený příjem rostlinou a tím i vysokou efektivnost

3 Schopnost látek pohlcovat a udržovat vlhkost

fosforečného hnojení (Macháček a Čermák, 2004). Při použití kapalných a pevných živočišných odpadů v krajině by se mohla zlepšit úrodnost půdy a její fyzikální vlastnosti (Kang a kol., 2011).

Ve světě průmyslu, kde jsou používána minerální hnojiva v nadbytku, je velmi důležité stanovení organického zdroje dynamiky mineralizace dusíku, k vyhnutí se nadměrnému používání hnojiv a k redukování ztrát dusíku v přírodním prostředí (Jenkinson, 2001).

3.7 Půdní eroze

Půdní eroze je proces oddělování, transportu a ukládání materiálu erozními, většinou abiotickými, činiteli. Eroze se vyskytuje jako dlouhodobý činitel, který modeluje povrch planety ve všech geologických dobách (Kvítek a kol., 2006).

Eroze je ovlivňována kombinací faktorů jako je sklon a délka svahu, charakter klimatu, využití půdy, vegetační kryt a půdní vlastnosti jako je textura, struktura, mocnost organických horizontů, obsah organické hmoty (Sáňka a Materna, 2004).

Erozní procesy, probíhající v nenarušených přírodních podmínkách velmi pozvolna bez škodlivých důsledků, se v zemědělsky intenzivně využívané krajině mnohonásobně zrychlují (Pasák, 1984).

Eroze snižuje mocnost ornice, v extrémních případech je zcela zlikvidována orní i podorní vrstva a tím dochází k omezení ekologické funkce půdy. Snižuje se zadržování vody (retence) a regulační funkce půdy v hydrosféře, dochází také k omezení produkční schopnosti půdy, to je schopnost produkce biomasy (Sáňka a Materna, 2004).

3.8 Odpadní vody

Odpadní vody jsou vody použité v obytných, průmyslových, zemědělských, zdravotnických a jiných stavbách, zařízeních nebo dopravních prostředcích, pokud mají po použití změněnou jakost (složení nebo teplotu), jakož i jiné vody z nich odtékající, pokud mohou ohrozit jakost povrchových nebo podzemních vod. Mezi odpadní vody patří i průsakové vody z odkališť nebo ze skládek odpadu. Městské odpadní vody tvoří směs splaškových, průmyslových a srážkových vod (Hlavínek a Říha, 2004).

Dle Pittera (1999) je u koloběhu fosforu patrné, že člověk ovlivňuje svou

činností kvalitu povrchových vod, a proto má pro eutrofizaci fosfor klíčový význam. Do povrchových vod se vypouští jak domácí, tak i průmyslové odpadní vody a to za pomoci děl čištění odpadních vod, průmyslových staveb po různém zpracování a nebo odstraněním toxických látek a fosforu (*Withers a Jarvie, 2008*).

Závažné je zatížení fosfáty a anorganickým dusíkem, které pocházejí ze zemědělství i z domácností (zejména z pracích prášků). Přispívají k tomu také některé bodové zdroje, u nichž chybí třetí stupeň čištění odpadních vod (*Volaufová, 2008*). Podle Witherse a Jarvia (2008) má populace, spádové oblasti, rozsah průmyslové činnosti nebo zvolená metoda ošetření vliv na koncentraci a zatížení fosforem v odpadních vodách.

Z bodových zdrojů se v letech 1990-2007 znečištění zásadně snížilo. Kleslo také množství vypouštěných nebezpečných a zvláště nebezpečných látek. Došlo též ke snížení objemu makronutrientů (dusík, fosfor), a to díky používání více biologického odstraňování dusíku a biologického nebo chemického odstraňování fosforu (*Volaufová, 2008*).

Chen a kol. (2003) uvádí jako příklad oblasti Číny s rostoucí popularitou ekologického bagrování. To má vést k obnovení kvality vody řek a jezer, jejichž většina je znečištěna dlouhodobým odváděním průmyslových odpadních vod a komunálního odpadu.

4 Eutrofizace

Eutrofizaci chápeme jako proces, při němž dochází k přesycování prostředí minerálními živinami, především dusíkem a fosforem (*Šafarčíková a Hešata, 2006*).

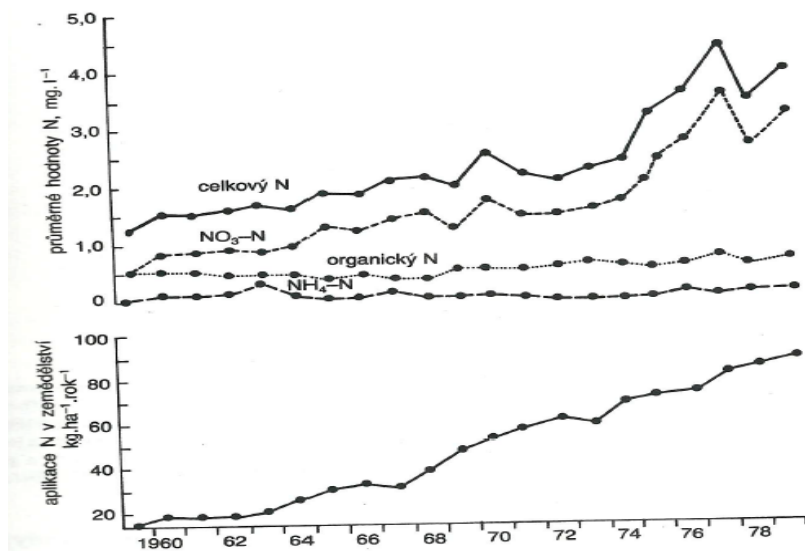
Jde o jev, ke kterému dochází ve vodních nádržích a tocích při nadbytku živin (*Šimek, 2003*). Díky dostupnosti a koncentraci fosforu a dusíku ve vodních ekosystémech podmiňuje primární produkci řas a sinic (*Straškrabová, 1995*). Tyto rostliny posléze odumírají a jejich zbytky jsou rozkládány mikroorganismy. Dle Šafarčíkové a Pešaty (2006) jsou většinou vyšší rostliny vytlačovány, postupně mizí a následně se začínou vytrácet na nich závislí bezobratlí živočichové a dále obratlovci, kteří se živí bezobratlými.

Některé sinice přímo vylučují do vody toxické sloučeniny a látky, které při úpravě vody k pitným účelům reagují s přidaným chlorem, přičemž se vytváří nebezpečné chlorované uhlovodíky. Při rozkladu velkého množství organických látek se rychle vyčerpá ve vodě rozpuštěný kyslík. Bohužel se jeho zásoby nestačí obnovovat transportem z atmosféry a to má za následek vymírání populací mnoha ostatních vodních organismů, především ryb, které v prostředí chudém na kyslík nemohou dlouho přežít (*Šimek, 2003*).

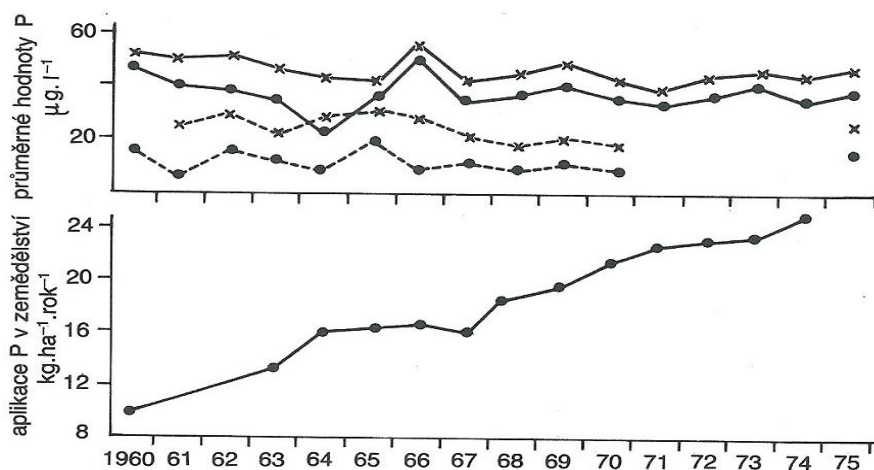
Šafarčíková a Hešata (2006) uvádí, že na celkové eutrofizaci prostředí se podílí přirozená a kulturní eutrofizace. Prostřednictvím přírodních procesů, jako je například hromadění živin v dolních pásmech vodních toků, se obohacuje eutrofizace přírodní. Kulturní eutrofizace vzniká vlivem činností člověka tím, že narušuje koloběh dusíku a fosforu. Následky eutrofizace jsou velmi často zřejmé hned, ale někdy mají podobu skrytou a jsou zřejmé až po několika letech.

Lellák a Kubíček (1991) uvádí, že jako významný eutrofizační faktor působí také rozvoj zemědělství. Mnoholetá sledování chemismu údolní nádrže Slapy potvrzují souvislost mezi množstvím hnojiv aplikovaných zemědělstvím v povodí a množstvím sloučenin dusíku v nádrži. Touto cestou přichází zemědělství o 25 % dusíkatých hnojiv (obr. 6). Do kategorie zemědělských zdrojů minerálních živin patří rovněž odpadní vody chemického průmyslu vyrábějících minerální hnojiva (obr. 7).

Obrázek 5: Dlouhodobý vývoj vztahu mezi průměrnými ročními hodnotami obsahu sloučenin dusíku (celkového, dusičnanového, organického a amoniakálního) ve vodě údolní nádrže Slapy a množstvím minerálních hnojiv aplikovaných na 1 ha zemědělské půdy v povodí Vltavy nad nádrží (podle Procházkové, 1980, z Hrbáčka, 1981)



Obrázek 6: Dlouhodobý průběh průměrných celoročních a letních (duben až září) obsahů celkového a fosfátového fosforu v hladinové vrstvě vody údolní nádrže Slapy na profilu Živohošť (horní část grafu) a množstvím zemědělských minerálních hnojiv aplikovaných na 1 ha zemědělské půdy v povodí Vltavy nad nádrží (dolní část grafu). Průměrné celoroční (x a plná čára) a letní (plný puntík a plná čára) koncentrace celkového fosforu; průměrné celoroční (x a přerušovaná čára) a letní (plný puntík a přerušovaná čára) koncentrace fosfátového fosforu (podle Popovského, z Hrbáčka, 1981)



Eutrofizace vyvolává řadu problémů: vedle zmíněného snížení množství druhů ryb a jiných živočichů a snížení jejich biomasy způsobují souvislé koberce řas, sinic a vyšších rostlin problémy při vodní dopravě, snižují možnosti využití vodních nádrží a toků pro rekreaci, rozkládající se vegetace páchne, nadměrně se množí některé druhy hmyzu a jiné (*Šimek, 2003*).

Důležitým ukazatelem pro posouzení významu fosforu a dusíku jako limitujících živin je jejich relativní obsah ve vodě, je-li poměr koncentrace N:P větší než asi 16:1, pak je limitujícím prvkem fosfor; při nižším poměru limituje růst rostlin dusík (*Šimek, 2003*).

V druhé polovině tohoto století se stala eutrofizace velkým problémem. Hromadění nutrientů (dusíku, fosforu) ve vodách nabylo v některých státech takového rozsahu, že se limnologický ústav⁴ zaměřil hlavně na řešení této problematiky (*Pitter, 1990*).

4 Multidisciplinární ekologický vědný odbor, který se zabývá studiem kontinentálních vod se všech stránek hlediska

5 Kvalita a znečištění vod

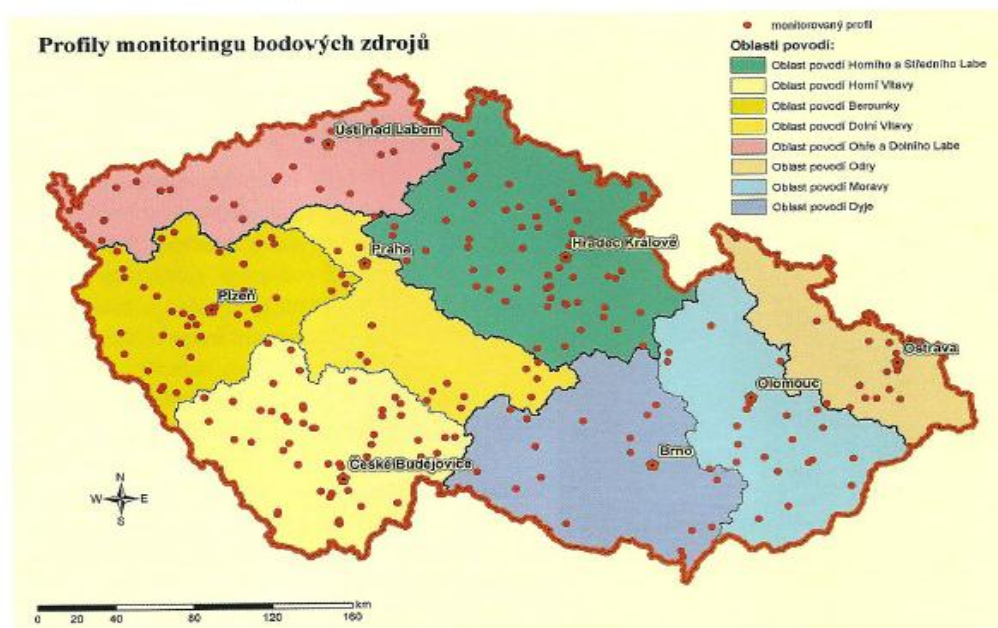
Ještě v první polovině 20. století, jak uvádí Němec a Hladný (2006), byla převažující zemědělská malovýroba a rozptýlená živočišná výroba na dnešním území ČR. Pokud jde o vodu pitnou, byla zajišťována většinou ze studní a z místních vodních zdrojů. Odpady ze živočišné výroby sloužily jako přirozené hnojivo jejich vpravením do půdy.

V 60. letech 20. století nastoupila ve světě "zelená revoluce". Podnícená populační explozí na jedné straně a pokrokem v mechanizaci zemědělských prací, genetice rostlin a agrochemií na straně druhé. I na území ČR ve snaze o zvyšování rostlinné výroby se začaly používat často mnohokrát vyšší dávky hnojiv, insekticidů, herbicidů a dalších pesticidů než dříve. Docházelo k poškozování jednoho z nejvýznamnějších prostorů životního prostředí, kterým je nesporně půda a její vodní složka. A tím se stalo zemědělství jedním z nejvýznamnějších znečišťovatelů vody v krajině (Němec a Hladný, 20006).

Od 50. let minulého století došlo s nástupem velkovýrobních technologií a velkokapacitních chovů dobytka, scelováním polí do velkých lánů, rozoráním mezí a rozsáhlými hospodářsko-technickými úpravami, k výrazným změnám způsobu hospodaření s vodou v zemědělství (Němec a Hladný, 20006).

Počátkem devadesátých let minulého století bylo znečištění vod, zejména povrchových, 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). Dle Pittera (1999) se dají efektivně řešit jen znečištění z bodových zdrojů, ty jsou totiž dobře identifikovatelné.

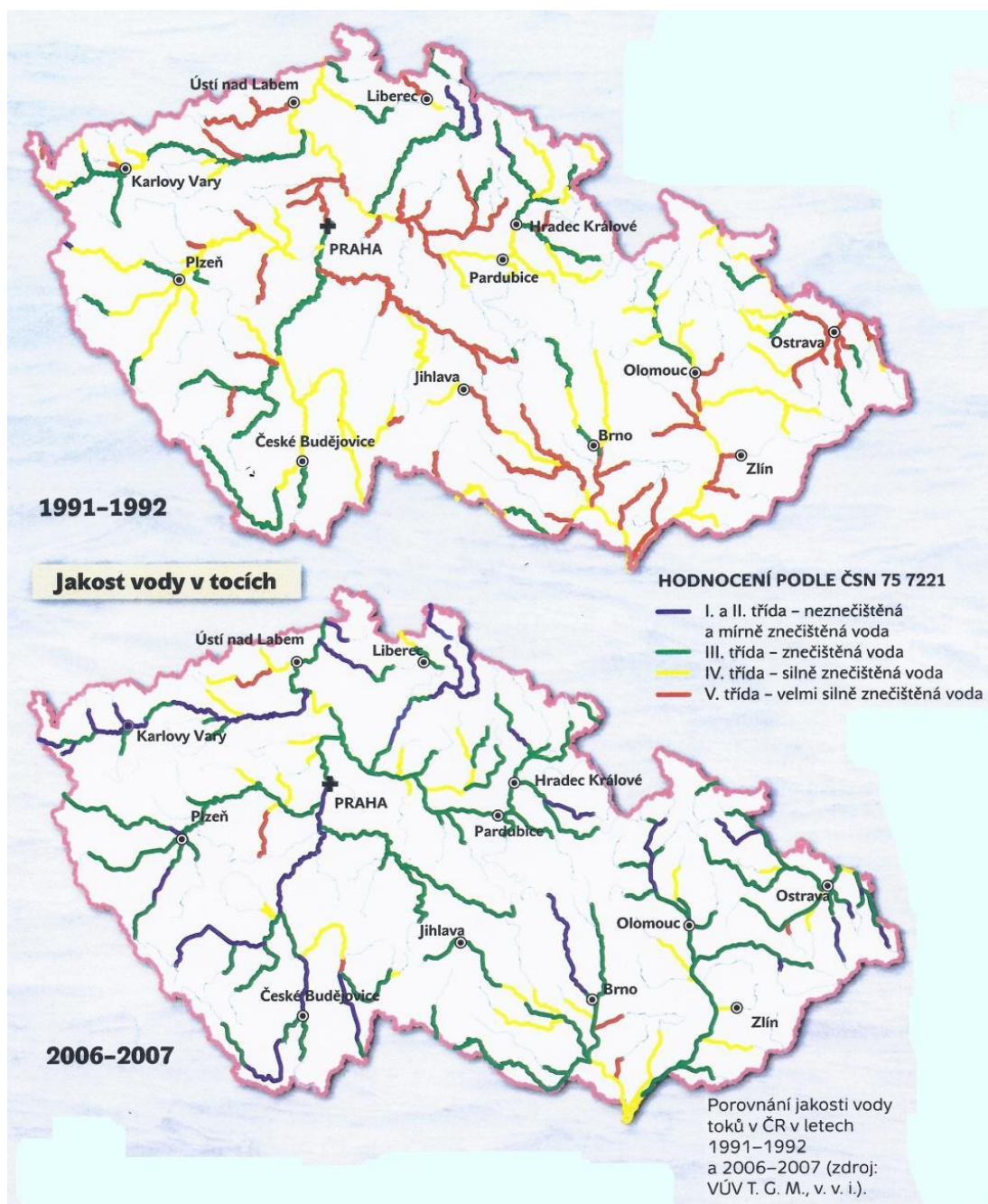
Obrázek 7: Mapa – profily monitoringu bodových zdrojů (převzato od Němce a Hladného, 2006)



Monitoring bodových zdrojů znečištění probíhá na 252 profilech vybraných z méně významných vodních toků ve správě ZVHS, monitorujících vývoj komunálního a zemědělského bodového znečištění. Laboratorními analýzami je stanovováno 18 ukazatelů jakosti vody s frekvencí 12 odběrů ročně (Němec a Hladný, 2006).

Dlouhodobé zlepšení jakosti vody v tocích, jak můžeme vidět na obr. 8, je podle Němce a Hladného (2006) způsobeno postupující výstavbou čistíren odpadních vod, využíváním efektivnějších technologií, ale také rušením či omezením provozu řady průmyslových podniků a nižším používáním umělých hnojiv v zemědělství v nedávné minulosti. V čistírnách odpadních vod je odstraněno 85 % fosforu a jen 71 % dusíkatých látek (Volaufová, 2008).

Obrázek 8: Srovnání jakosti vody v tocích ČR (převzato z Vaněk, 2008)



Volaufová (2008) uvádí, že znečišťování difuzního a plošného charakteru je přetrvávající problém. Nekontrolovatelné a obtížně měřitelné množství odpadních vod z rozptýlené zástavby a zemědělských podniků, především vymývání hnojiv a přípravků na ochranu rostlin z intenzivně využívané zemědělské půdy.

5.1 Kvalita vody

Slovní spojení kvalita vody je často považováno za synonymum označující znečištění vody a stejně tak i správa vody se snaží ztotožnit s kontrolou znečištění. Za znečištění se považují nežádoucí změny fyzikálních, chemických nebo biologických vlastností ovzduší, půdy a vody. Tyto změny obvykle nepříznivě ovlivňují lidské životy a zhoršují, nebo dokonce vyčerpávají přírodní zdroje.

Zdroje znečištění vod můžeme rozdělit na dvě skupiny a to na přírodní a kulturní (způsobené člověkem). Přírodní zdroje znečištění jsou zejména smyvy látek z terénního povrchu (zvýšená eroze je také antropogenní činnost). Kulturní zdroje znečištění souvisí s lidskou činností a patří sem používání hnojiv a chemických prostředků (herbicidy a insekticidy) v zemědělství, eroze půdního materiálu ze zemědělských ploch a živočišných výkrmů, stavby, doprava, akumulace odpadu a prachu na nepropustných plochách ve městech, místní těžba atd. (*Novotný a Chesters, 1981*)

Zdroje znečišťování povrchových vod lze rozdělit do tří skupin, a to na bodové zdroje (zdroj, ze kterého je znečištění do vodního útvaru přiváděno soustředěně a je možné zjišťovat jeho kvalitu i kvantitu), plošné a difúzní (rozptýlené bodové zdroje). (*Pitter 1991*)

Bodové znečištění se pojí s odebíráním povrchové vody a vypouštěním odpadních vod zpět do povrchových vod. Má za následek znečištění živinami, což znamená zamoření povrchových a podzemních vod jejich nadměrnými koncentracemi, přičemž tento druh znečištění má na svědomí lidská činnost. Nejčastěji pochází z bodových zdrojů, jako jsou obecné čistírny odpadních vod a průmyslové emise, a pak jsou další zdroje projevující se plošně a ty mají svůj původ v aplikaci komerčních hnojiv a organického odpadu používaného k hnojení na zemědělské půdě. Průmyslové a městské vody tak vytvářejí trvalý zdroj znečištění. U podzemních vod je zdrojem znečištění spíše havarijný únik závadných látek anebo jejich průnik z větších ploch. (*Němec a Hladný, 2006*)

Z látek, které se podílejí na znečišťování vod, se budu zabývat o dusík a fosfor a porovnáám jeho koncentrace v různých malých tocích s rozdílnými lokacemi. Je dobré zmínit, že celkový přísun dusíku do řeky z různých zdrojů je možno odhadnout na základě velikosti jejího povodí, plochy půd různého typu, počtu obyvatel a

průmyslu v povodí (*Straškrabová 1995*). Taková kalkulace byla provedena pro řeky, které ústí do Severního moře (tab. 3), kde podíl dusíku ze sídlištních splašků je ve všech řekách pod 30 %, z průmyslových odpadů 25 – 53 %. Bodové zdroje dosahují 3 – 70 % celkového přísunu. V tab. 3 jsou uvedeny odhady pro Vltavu, které jsou již korigovány s ohledm na čištění odpadních vod. Z tab. 3 je také zřejmé, že značná část z celkového přísunu dusíku je z řeky během toku vyloučena.

Tabulka 3: Odhad přísunu z různých zdrojů z celého povodí do řek a odnos dusíku při jejich ústí (podle Billena, 1990). (Specifický přísun a odnos v tunách dusíku na km² povodí za rok, celkový přísun a odnos v tisících tunách za rok. O/P je poměr celkového odnosu k celkovému přísunu v procentech.)

Řeka	Specifický přísun		Specifický odnos	Celkový přísun	Celkový odnos	O/P [%]
	bodově	plošně				
Séna	1,97	1,28	1,17	257	90	35
Šelda	4,41	0,94	1,79	81	27	33
Rýn	1,72	1,13	1,86	622	408	66
Emže	2,22	3,14	1,02	114	22	19
Vezera	1,79	2,41	1,9	191	87	46
Labe	1,72	1,64	1,39	499	204	41
Vltava	0,51	0,66	0,77	33	22	66

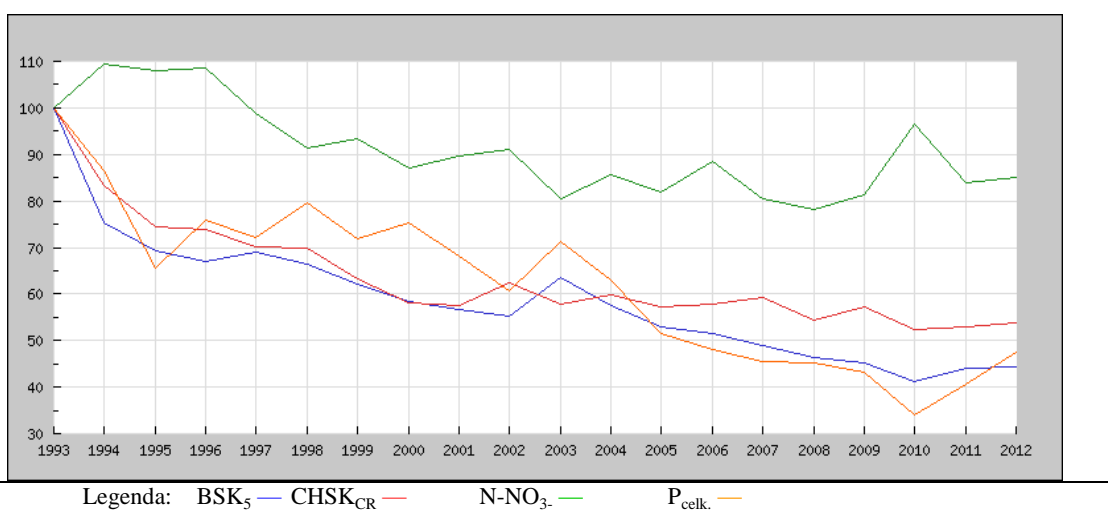
V různých řekách se podíl dusíku, který v řece zůstává až k ústí, značně liší, od 19 % ve Vezeře až po 66 % v Rýnu (v Labi 41 %). Po korekci na čištění odpadních vod je to 20 – 71 %. (tab. 4) (*Straškrabová, 1995*).

Tabulka 4: Údaje o průtocích [$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$], velikost povodí [km^2] a specifickém odtoku řek [$10^3 \text{ m}^3 \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{rok}^{-1}$] ve srovnání s vypočteným procentuálním snížením dusíku. (podle Billen, 1990). (Snížení dusíku se rozumí rozdíl celkového přínosu po korekci na čištění odpadních vod a odnosu u ústí v procentech přísunu.)

Řeka	Povodí	Průtok	Specifický odtok	Snížení dusíku [%]
Séna	78000	440	176	61
Šelda	15000	115	240	63
Rýn	220000	2500	351	29
Emže	21300	86	127	80
Vezera	45000	330	228	52
Labe	149000	872	184	56
Vltava	28093	150	168	34

Pro dokreslení je zde graf ukazující míru znečištění v letech 1993-2012. Indexy pro jednotlivé ukazatele k zvolenému výchozímu roku byly vypočítány na základě aritmetických průměrů pro každý rok z průměrných ročních hodnot pro 69 vybraných profilů sítě Eurowaternet⁵ s tím, že počet stanic se pro jednotlivé roky a jednotlivé ukazatele mění v závislosti na dostupnosti dat. Hodnocení jakosti vody pro ukazatele BSK₅, CHSK_{CR}, N-NO₃- a P_{celk.} bylo provedeno za období 1993–2012, nejčastěji pro soubor 68 stanic.

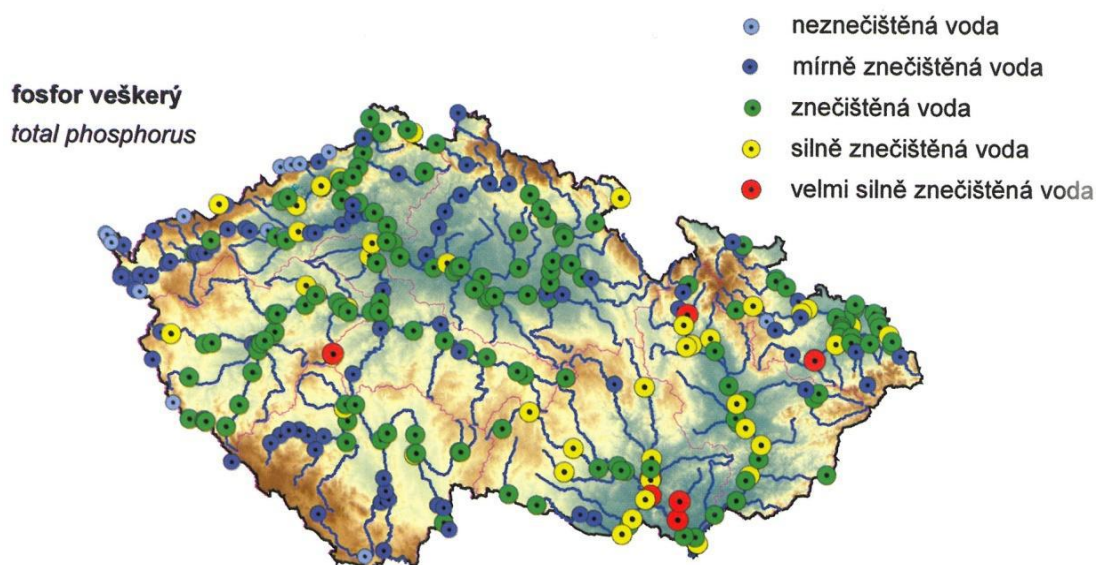
Graf 1: Koncentrace ukazatelů znečištění ve vodních tocích, ČR [index, 1993=100]
(Informační systém statistiky a reportingu)



⁵ Monitorovací síť pro evropské vnitrozemské vody.

Fosforu není věnována taková pozornost jako dusíku. Ve většině případů je sledován a řešen jen jako fosfor celkový. Jak uvádí Pitter (1991) v závislosti na velikosti zdroje znečištění patří celkový fosfor mezi ukazatele přípustného znečištění městských odpadních vod vypouštěných do vod povrchových. Na mapě si můžeme všimnout bilance veškerého fosforu v ČR. Z mapy také vyčteme, že silně a velmi silně znečištěné vody se nachází hlavně v městských nebo průmyslových oblastech ČR.

Obrázek 9: Mapa – třídy jakosti vody vybraných ukazatelů (veškerý fosfor) v roce 2006, dle ČSN 757221 (převzato z Hydrologické ročenky ČR 2006, 2007)



6 Koncentrace živin

V této kapitole se budu podrobně věnovat pěti povodím a mým cílem je popsat jednotlivé oblasti a přiřadit k nim informace o vývoji koncentrace fosforu a dusíku v povodí. V závěru se pokusím zhodnotit, jaký vliv má oblast, ve které se povodí nachází, na jednotlivé prvky a jaké kroky mohou přispívat k jejich snižování.

6.1 Okres Český Krumlov a Pelhřimov

Následující text a závěry jsou ze studie Kvítek a kol. (2008). Okres Český Krumlov se nachází v jižní části republiky u hranic s Rakouskem a Německem. Okres Pelhřimov je v Českomoravské vrchovině centrální část ČR. Oba okresy jsou v krystalickém komplexu ČR.

Koncentrace dusičnanů byly sledovány v povodí Švihov, zásobování pitnou vodou v nádrži řeka Želivka (okres Pelhřimov) a v podhůří Šumavských hor (okres Český Krumlov). Zatímco ve využívání půdy v nádrži Švihov nebyly žádné významné změny, ve využívání půdy v podhůří Šumavy ano. V Českém Krumlově byly založeny mnohé pastviny, namísto pěstebních ploch. V letech 1990 až 2000, se plocha trvalých travních porostů v okrese Český Krumlov zvýšila z 228,9 km² na 353,3 km², přibližně o 55 %. Převod zemědělské půdy na pastviny byl podstatně rozšířen v důsledku dotací zavedených po roce 1990. Pásevectví bylo tradiční v podhorských oblastech ČR, tedy změna znamená návrat k typu hospodaření, která existovala po staletí před vznikem socialistického systému. Tyto změny jsou charakteristické pro většinu podhorských regionů v ČR, zatímco orné půdy a pastviny ve středu země zůstaly z velké části nezměněny. Změny využívání půdy v okresech byly doprovázeny poklesem aplikací hnojiva.

Dle Kvítka a kol. (2008) byl k dispozici monitoring koncentrace z 36 malých povodích z okresu Pelhřimov. Pro analýzu byly použity údaje jen z 23 těchto povodí, která měla nepřetržité záznamy. Sledovaná velikost povodí byla 0,94 - 53,95 km². Orná půda v povodí je 73,2 - 22,6 %, vodní nádrže v oblasti dosáhly mimořádně 2,6 % a vyčerpané oblasti 4,2 - 19,7 % z celkové plochy. Zatímco z okresu Český Krumlov byl k dispozici ve dvou obdobích (1986-1988 a 2004-2005) monitoring koncentrací z 8 malých povodích. Sledovaná velikost povodí byla 4,94 - 12,39 km² s

vyčerpanými oblastmi zahrnujících 29 % z celkové plochy všech monitorovaných povodí. Vodní plocha nádrže se nemění v průběhu let a zůstává menší než 1 % celkové spádové oblasti. Orná půda v období 1986 - 1988 zahrnoval 26,8 až 61,8 % půdy v povodích a v období 2004 - 2005 zahrnovala 1,9 - 40,1 %.

Obhospodařování půdy v okrese Pelhřimov zůstaly relativně beze změny po celou dobu studia, s výjimkou řidšího používání minerálních hnojiv a souvisejícím poklesem spotřeby minerálního dusíku. V tomto okrese nebyl žádný zřejmý trend (buď rostoucí nebo klesající) v povrchových vodách koncentrací N-NO₃. Z 23 sledovaných povodí, dva vykazovaly významný rostoucí lineární trend a tři ukázaly významný klesající lineární trend. Podobné výsledky byly hlášeny Stálnacke et al. (2003) z lotyšského povodí v roce 1990, kdy se konaly podobné změny v řízení zemědělských podniků. Tam byly významné sezónní výkyvy v koncentraci N-NO₃, dosáhl jejich nízký bod v létě, s vrcholy od pozdního podzimu do jara. Stejně sezónní variace byly také jasně viditelné u koncentrace N-NO₃ v povrchových vodách u povodí v okrese Český Krumlov. Významný klesající trend, registrovaný ve všech osmi povodích, studovaný v okrese Český Krumlov ($p < 0,01$) byl způsoben výraznými změnami v hospodaření se zemědělskou půdou, což vedlo k významnému zvýšení pastvin na úkor obdělávané půdy a klesajícího podílu hnojiva.

Hodnoty koncentrace N-NO₃ se výrazně liší ve zkoumaných obdobích (1986 - 1988 a 2004 - 2005) v Českém Krumlově, okresních povodí. Průměrné koncentrace jsou vždy vyšší v roce 1986 - 1988 (intenzivní zemědělství) a koncentrace často přesahující 11,5 mg l⁻¹ ⁶. V letech 2004 - 2005 (méně orání a hnojiva) koncentrace nikdy nepřekročila zmíněný limit EU (s výjimkou dvou vzorků). Vzhledem k tomu, že chybí rozpoznatelný trend koncentrace N-NO₃ v okrese Pelhřimov, nelze výrazně měnit koncentraci N-NO₃ s ohledem na omezení EU podle nitrátové směrnice 91/676 / EHS a směrnice EU o pitné vodě 80 / 778 / EHS.

6 limit 91/676 / EHS, směrnice EU o dusičnanech a směrnice EU o pitné vodě 80/778 / EHS

6.2 Krušné hory

Následující text a závěry jsou ze studie Peter a kol. (1999). Krušné hory (Erzgebirge nebo OreMountains) jsou pohoří o velikosti 800 m² v severních Čechách, na hranici mezi Českou republikou a Německem. Osa trendů pohoří od jihozápadu k severovýchodu. Podloží se skládá s horniny odolné proti povětrnostním vlivům a bázi chudé na metamorfované horniny. Vrchol hory se pohybuje 700 - 900 m nad mořem.

Studie uvedeného povodí, Jezeří, se zaměřuje na koncentraci rozpuštěných látek ve srážkách a proudu vody. Metody používané pro odběr vzorků a analýzu dat každého toku jsou předkládány spolu s technikami chemického rozboru.

Sledování probíhalo roku 1977 do roku 1983 a byla sledována chemie na výstupu povodí, o velikosti 2,7 km² v zalesněné oblasti. (Pačes, 1985). Převýšení X-14 se pohybuje mezi 335 - 925 metry a od roku 1983 do současnosti byla také sledována chemie v proudu vody na výstupu přílehlého zalesněného povodí, X-16 (2,6 km²). Převýšení X-16 se pohybuje od 475 do 925 metrů a obsahuje dva přítoky, X-16A (2,1 km²) a X-16B (0,6 km²), které byly lokalitami pro další měření. Kromě odběru vzorků vody, byl sledován proud v toku X16 od podzimu 1985. Vyústění X-14 a X-16 se nachází 2 km od otevřené jámy dolu ve vzdálenosti 25 km od uhelné elektrárny, jejíž celkové roční emise SO₂ byli stanoveny na 834 tisíc tun v roce 1987.

Tok (odtok) byl sledován na V-přepadu na X-16 pomocí zapisovače s plovák a kladkovým systémem (1982 – 1996) spolu s odhadem kolísání hladiny. Od března roku 1996 byl výtok průběžně monitorován za použití hodnocení, které pořizovalo elektronický záznam každých 15 minut. Kromě zkoumání změny v koncentracích rozpuštěné látky z jednotlivých vzorků proudů vody, proudy vodních toků byly určeny lineární interpolací vypouštění a koncentrace mezi po sobě jdoucími měřeními a součet produktu, čímž se získá denní tok. Tyto denní toky byly následně sečteny, čímž se získají toky pro každou WY, pro které byly k dispozici údaje vypouštění, tj 1983 ± 1997 (tabulka 5). Roční objemové koncentrace byly vypočteny s celkového odtoku a rozpuštěné látky v toku (tabulka 6).

Tabulka 5: Roční proud vody ux (převzato od Peter a kol., 1999)

Water year	Runoff (mm)	H ⁺	Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻
1983	346	24	884	153	1440	2710	326	575	4380
1984	260	17	596	84	1060	1940	232	401	3250
1985	242	9	589	86	1030	1880	208	307	3010
1986	305	19	567	101	1220	2440	247	439	3810
1987	408	12	826	151	1650	3120	332	534	4780
1988	383	17	873	130	1590	2760	309	447	4800
1989	394	24	900	176	1640	2990	407	526	4860
1990	299	9	663	117	1170	2140	232	310	3480
1991	232	5	579	93	896	1640	189	205	2790
1992	375	18	768	174	1510	2720	316	413	4550
1993	288	10	566	135	995	1940	225	299	3350
1994	337	17	717	141	1190	2600	251	304	3990
1995	474	21	1080	214	1670	3680	355	381	5420
1996	392	16	809	157	1310	2860	273	329	4200
1997	286	10	664	110	1030	1950	208	223	3180

Tabulka 6: Roční objemová koncentrace (převzato od Peter a kol., 1999)

Water year	Runoff pH (mm)	H ⁺	Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻
1983	346	6.9	255	44	417	780	94	166	1260
1984	260	6.7	229	32	408	740	89	154	1250
1985	242	3.8	243	35	424	780	86	127	1240
1986	305	6.2	186	33	401	800	81	144	1250
1987	408	2.9	202	37	404	760	81	130	1170
1988	383	4.4	228	34	416	720	81	117	1250
1989	394	6.0	228	45	416	760	100	133	1240
1990	299	2.9	222	39	391	720	78	104	1160
1991	232	2.2	250	40	386	710	82	88	1200
1992	375	4.7	205	47	404	730	84	110	1220
1993	288	3.4	197	47	346	680	78	104	1160
1994	337	4.9	213	42	355	770	75	90	1190
1995	474	4.5	227	45	352	780	75	80	1140
1996	392	4.2	206	40	334	730	70	84	1070
1997	286	3.6	225	38	360	680	73	78	1110

6.3 Kopaninský potok

Následující text a závěry jsou ze studie Kvítek a kol. (2006). Povodí Kopaninského toku leží v kraji Vysočina v okrese Pelhřimov. Z geomorfologického hlediska patří povodí do oblasti Českomoravské vrchoviny, celku Křemešnické vrchoviny, podcelků Želivské pahorkatiny a Humpolecké vrchoviny, na rozhraní okrsků Košetické a Vyskytenské pahorkatiny. Povodí Kopaninského potoka je součástí hydrogeologického rajónu 652 – Krystalinikum v povodí Sázavy.

Monitoring jakosti vody probíhal v období od listopadu 2008 až do října 2011 na třech měřených profilech P53 (14,86 ha; z 75 % využito jako orná půda), P52 (rozloha 64,93 ha; z 31 % orná půda a 64 % les) a P6 (rozloha 15,73 ha; z 96 %

využito jako orná půda) v subpovodí Kopaninského potoka. Dynamika koncentrací dusičnanového dusíku a P_{tot} ukazuje, že ani jeden sledovaný parametr není stabilně konstantní. Malé, ale i výrazné změny koncentrací dusičnanového dusíku probíhaly velmi rychle, nezářídka v časovém měřítku jednoho dne. Tyto výrazné změny jsou vysvětlovány účastí srážkové vody na odtoku, tedy koncentrace byla v důsledku srážek snížena, díky nízké koncentraci živin ve srážkách samotných, tyto změny byly patrnější u drenážních profilů (P53 a P6).

Rozdíly hodnot P_{tot} nejsou mezi profily nijak zřetelné. I v případě koncentrací P_{tot} dochází v průběhu jednoho, dvou dnů k významným změnám. Koncentrace P_{tot} se pohybovaly v rozsahu 0,020 – 0,800 mg/l. Vyšší koncentrace fosforu i fosforečnanů byly na většině sledovaných lokalit Kopaninského toku zjištěny v povrchových vrstvách půdy v hloubce 0,25 m.

Richter (2011) uvádí, že vyšší nasycení spodních půdních vrstev fosforem se projevuje i ve vyšších koncentracích rozpuštěných forem fosforu v odtocích. Pravděpodobně tedy dochází k pomalému pohybu fosforu půdním profilem a za zcela určitých, prozatím nespecifikovaných okolností, k jeho vyplavení v podobě vyšších koncentrací.

Denní chod odnosu i sezónní průběh odnosu dusičnanového dusíku a fosforu dokumentují zjištěné výsledky, že stěžejním parametrem odnosu je odtok. Jestliže koncentrace denního chodu i sezónního průběhu dusičnanového dusíku a fosforu byly odlišné, u odnosu je zřetelně vidět podobný denní i sezónní chod.

Z vyhodnocení vztahu ročního odnosu obou látek pro profil P53 (kontinuální monitoring) je uveden koeficient determinace – 0,9935. Ze všech tří vyhodnocených grafů (diskrétní, kontinuální, kontinuální + událostní) pro sledovaný profil vychází, že na 100 kg dusičnanového dusíku odtéká profilem P53 0,384–0,521 kg P_{tot} , a to při ročním hodnocení odnosu. Nejvyšší hodnoty odnosu jsou dosaženy u kombinovaného monitoringu (kontinuální+událostní).

Pro profil P6 – drenáž, je možno konstatovat, že na 100 kg dusičnanového dusíku odtéká profilem P6 0,340–0,405 kg P_{tot} , a to při ročním hodnocení odnosu. Nejvyšší hodnoty odnosu jsou u kombinovaného monitoringu (kontinuální+událostní).

Pro profil P52 – tok vychází, že na 100 kg dusičnanového dusíku odtéká 0,92–1,10 kg P_{tot} a totéž při ročním hodnocení odnosu. Nejvyšší hodnoty odnosu jsou u kombinovaného monitoringu (kontinuální+událostní).

Současně se toto subpovodí s malým rozsahem orné půdy vyznačuje oproti dvěma dalším zkoumaným subpovodím menšími specifickými odnosy (tab. 7) dusičnanového dusíku (výjimku tvoří suchý rok 2011 na drenážním profilu P53). To je v souladu s výzkumy minulých období. U dusičnanového dusíku se specifický odnos pohyboval v rozsahu 690–2576 kg/km²/rok, u fosforu v rozsahu 0,8–15,8 kg/km²/rok. Výsledky specifického odnosu fosforu jsou v souladu se zjištěním, specifické odnosy jsou velmi variabilní dle roku a příslušného profilu.

Tabulka 7: Specifický odnos dusičnanového dusíku a celkového fosforu na jednotlivých profilech (převzato od Kvítka a kol. 2006)

Profil	Kontinuální monitoring	2009	2010	2011
P6	Odnos N-NO ₃ - kg/km ² /rok	2631	3576	3028
	Odnos P _{tot} kg/km ² /rok	9,9	15,8	10,7
P53	Odnos N-NO ₃ - kg/km ² /rok	781	958	215
	Odnos P _{tot} kg/km ² /rok	4,1	4,2	0,8
P52	Odnos N-NO ₃ - kg/km ² /rok	690	933	837
	Odnos P _{tot} kg/km ² /rok	6,3	10,6	7,7

6.4 Experimentální povodí Košetice a Dehtář

Následující text a závěry jsou ze studie Duffková a kol. (2014). Experimentální povodí Košetice se nachází JZ od obce Košetice, cca 15 km na S od Pelhřimova. Jedná se o pozemek s ornou písčitohlinitou až hlinitou půdou. V roce 1963 zde byla vybudována stavba drenážního odvodnění, dosud funkční, s dvěma drenážními skupinami, které jsou vyústěny do recipientu vzdáleného 70–100 m J od pozemku. Pozemek má v různých částech nízkou, vyhovující a dobrou zásobu přístupného P. Pole bylo rozděleno na dvě pokusné části, a sice na základě vymezení mikropovodí dvou hlavních drenážních skupin zaústěných do dvou šachtic (KOS1, KOS2).

Experimentální povodí Dehtáře se nachází poblíž Pelhřimova. Zemědělská půda, která tvoří převážnou část povodí, je většinou využita jako orná (OP), výtoková oblast povodí a část zdrojové oblasti v jižní části povodí jako trvalý travní

porost (TTP). Drenážní systém byl postaven v roce 1977 jako soustava 2 drenážních skupin s několika souřady plošné drenáže, nad kterými byly vybudovány záchytné drény zachycující svahovou vodu a vodu z pramenných vývěřů.

V Košetících byly zjištěny koncentrace N-NO₃ 7,0–36,6 mg/l. Během pravidelných odběrů se koncentrace se zvyšujícím se průtokem mírně zvyšovaly, hodnoty korelačního koeficientu r se pohybovaly mezi 0,4 – 0,5. Během vegetačního období koncentrace N-NO₃ dosahovaly na obou mikropovodích vyšších hodnot než v období mimovegetačním a opět byly vyšší na KOS1. Na lokalitě Dehtáře se koncentrace N-NO₃ pohybovaly mezi 1,5 – 30,4 mg/l. Hodnoty průtokově vážené koncentrace byly na zatravněných mikropovodích hnojených digestátem a močůvkou nižší ve srovnání s ornou půdou a byly vyšší ve vegetačním období. Během pravidelných odběrů koncentrace N-NO₃ obecně klesaly s rostoucím průtokem, s užší vazbou na profilech sledujících vodu z TTP. Také odnos N-NO₃ byl podstatně vyšší z orné půdy než z TTP. Větší podíl vyplaveného N-NO₃ byl na všech sledovaných profilech v mimovegetačním období.

Koncentrace a odnos rozpuštěného reaktivního fosforu (P-PO₄)

Koncentrace P-PO₄ se v drenážních vodách lokality Košetice pohybovaly mezi 0,001 – 0,196 mg/l. Na KOS1 se P-PO₄ mírně snižovaly s rostoucím průtokem a na KOS2 mírně rostly. Hodnoty průtokově vážené koncentrace z pravidelných odběrů byly na obou mikropovodích relativně nízké a bez rizika eutrofizace. V drenážních vodách lokality Dehtáře se koncentrace P-PO₄ pohybovaly mezi 0,001 – 0,251 mg/l. Koncentrace z pravidelných odběrů obecně mírně rostly s rostoucím průtokem. V průběhu srážko-odtokových epizod většinou docházelo ke zvyšování koncentrací P-PO₄ s rostoucím průtokem ($r=0,46-0,90$), s výjimkou jedné letní srážko-odtokové epizody, kdy se koncentrace P-PO₄ neměnily na žádném profilu. Na ročním odnosu se srážko-odtokové epizody na Dehtářích podílely nižším podílem než v Košetících.

Během pravidelných odběrů byly obsahy P_{celk} na lokalitě Košetice v rozmezí 0,016 – 0,166 na KOS1 a 0,002–0,036 mg/l na KOS2. Na KOS1 nebyla zjištěna vazba mezi koncentracemi a průtokem, na KOS2 docházelo k mírnému růstu koncentrací s rostoucím průtokem. Vztah mezi průtokem a koncentracemi P_{celk} byl nejednoznačný, vyskytly se srážko-odtokové epizody s růstem i poklesem koncentrací s rostoucím průtokem. Celková ztráta P_{celk} na KOS1 byla vyšší než na

KOS2. Na lokalitě Dehtáře se koncentrace P_{celk} pohybovaly v rozmezí 0,016–0,378 mg/l. V průběhu srážko-odtokové epizody se koncentrace většinou zvyšovaly, ale vyskytly se srážko-odtokové epizody s opačným průběhem a bez vztahu mezi koncentrací a průtokem. V mimovegetačním období byly koncentrace P_{celk} vyšší než ve vegetačním. V průběhu srážko-odtokových epizod byly koncentrace vyšší než během pravidelných odběrů, nicméně podíl srážko-odtokových epizod na celkovém odtoku byly relativně nízký.

Cílem této práce bylo porovnat koncentrace dusíku a fosforu v některých malých tocích v ČR. Vybraná povodí se nacházejí v různých lokalitách a také využití půdy v jejich okolí se výrazně liší, tak aby bylo možné porovnat vliv lidské činnosti, především zemědělské činnosti na kvalitu vody. Jak jsem předpokládala, nejvyšší koncentrace sledovaných živin byla v oblastech s intenzivním zemědělským využitím, kde dochází k přímému odnosu živin z povrchu půdy vlivem počasí. Nižší koncentrace pak vykazují povodí v okolí luk a lesů, kde je přirozeně menší vliv eroze na půdu a zároveň je zde omezené využívání hnojiv. Nejnížší koncentrace jsou pak v oblastech blízko pramenů, kde je vliv lidské činnosti téměř nulový a nedochází tak ke znečišťování vodních zdrojů.

Závěr

Tato práce potvrzuje, že důraz, který je kladen na kvalitu vody a na omezení její kontaminace vlivem lidské činnosti je krok správným směrem. Přesto, že již existují mnohá opatření a směrnice, zabývající se touto problematikou, jsou oblasti, kde se stále můžeme zlepšovat. Hlavní důraz bývá totiž kladen především na pozorování koncentrací živin v tocích a jejich snižování. Bylo by však vhodné zaměřit se také na půdu, která toky obklopuje a na péči o ní. Cílem by mělo být snížení hnojiv užívaných v zemědělství pomocí dlouhodobých osevních plánů, které budou zajišťovat pravidelné střídání plodin, zelené hnojení apod., a tím sníží vyčerpávání půdy a následnou nutnost využití průmyslových hnojiv. Správnou volbou mohou být i uměle tvořené mokřady a využívání půdy pro lesní porosty, které zároveň fungují jako přírodní filtry a částečně zabraňují erozi půdy.

Voda je jedna z nejdůležitějších složek přírody a závisí na ní veškerý život na zemi. Lidská činnost narušuje její přirozenou rovnováhu a je tedy na lidech, aby zamezili jejímu dalšímu znečištění a pokusili se napravit již spáchané škody. Díky vědeckým metodám, studiím a moderním zákonům o ochraně vody se postupně daří kvalitu vody zlepšovat, ale jedná se o velmi pomalý proces, jelikož i nadále dochází k znečištění, byť v mnohem menší míře než dříve, jak dokazuje i tato práce.

Seznam tabulek

Tabulka 1: Popisná statistika pro podzemní obsahy nitrátového a amonného dusíku v půdě

Tabulka 2: Popisná statistika pro jarní a podzimní obsahy minerálního dusíku v půdě

Tabulka 3: Odhad přísunu z různých zdrojů z celého povodí do řek a odnos dusíku při jejich ústí

Tabulka 4: Údaje o průtocích [$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$], velikost povodí [km^2] a specifickém odtoku řek [$10^3 \text{ m}^3 \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{rok}^{-1}$] ve srovnání s vypočteným procentuálním snížením dusíku.

Tabulka 5: Roční proud vody u_x (převzato od Peter a kol., 1999)

Tabulka 6: Roční objemová koncentrace (převzato od Peter a kol., 1999)

Tabulka 7: Specifický odnos dusičnanového dusíku a celkového fosforu na jednotlivých profilech

Seznam grafů

Graf 1: Koncentrace ukazatelů znečištění ve vodních tocích, ČR [index, 1993=100]

Seznam obrázků

Obrázek 1: Cyklus dusíku

Obrázek 2: Hlavní proměny dusíku v půdě a mechanismy jeho ztrát

Obrázek 3: Cyklus fosforu

Obrázek 4: Hlavní procesy přeměn fosforu v půdě

Obrázek 5: Dlouhodobý vývoj vztahu mezi průměrnými ročními hodnotami obsahu sloučenin dusíku

Obrázek 6: Dlouhodobý průběh průměrných celoročních a letních (duben až září) obsahů celkového a fosfátového fosforu v hladinové vrstvě vody údolní nádrže Slapy na profilu Živohošť (horní část grafu) a množstvím zemědělských minerálních hnojiv aplikovaných na 1 ha zemědělské půdy v povodí Vltavy nad nádrží (dolní část grafu).

Obrázek 7: Mapa – profily monitoringu bodových zdrojů

Obrázek 8: Srovnání jakosti vody v tocích ČR

Obrázek 9: Mapa – třídy jakosti vody vybraných ukazatelů (veškerý fosfor) v roce 2006, dle ČSN 757221

Literatura

BALÍK, J. *Základy výživy rostlin*. Institut výchovy a vzdělání Mze ČR v Praze, 1993. 36 s. ISBN 80-7105-056-3

BAUER, L., WEINITSCHKE, H. *Landschaftspflege und Naturschutz*. Jena, 1967. 302 s. In: ŽIGRAJ, F. *Krajina a jej využívanie*. Brno: rektorát UJEP, 1983. 131 s.

BILLEN, G. *N-budget of the major rivers discharging into the continental coastal zone of the North Sea. V: Eutrophication and algal blooms in North Sea coastal zones, the Baltic and adjacent areas: prediction and assessment of preventive actions* (Lancolet C., Billen g., Barth H. Adit.), Water pollution research report 12, Commission of the European Communities EUR 12190 EN, 1990.153-168 s. In: STRAŠKRABOVÁ, V. *Dusíkový paradox: Sloučeniny dusíku v evropských řekách*. Vesmír, roč. 74, 1995. 11-12 S. ISSN 0042-4544

BRANDTBERG, P. O., DAVIS, M. R., CLINTON, P. W., CONDRON, L. M., ALLEN, R. B. *Forms of soil phosphorus affected by stand development of Montana beech (Nothofagus) forests in New Zealand*. Geoderma, roč. 157, 2010. 228-234 s.

BULÍČEK, J., et al. *Voda v zemědělství*. Praha: Státní zemědělské nakladatelství, 1977. 291 s.

CAMPO, J., MAASS, M., JARAMILLO, V. J., MARTÍNEZ-YRÍZAR, A., SARUKHÁN, J. *Phosphorus cycling in a Mexican tropical dry forest ecosystem*. Biogeochemistry, roč. 53, 2001. 161-179 s. ISSN 0168-2563

CHEN, Y. X., ZHU, G.W., TIAN, G. M., CHEN, H. L. *Phosphorus and copper leaching from dredged sediment applied on a sandy loam soil: column study*. Chemosphere, roč. 53, 2003. 1179-1187 s.

CISAŘ, V., et al. *Člověk a životní prostředí*. Praha: Státní pedagogické nakladatelství, 1987. 264 s.

CORTINA, J., ROMANYÁ, J., VALLEJO, V. R. *Nitrogen and phosphorus leaching from the forest floor of a mature Pinus radiata stand*. Geoderma, roč. 66, 1995. 321-330 s.

ČHMÚ (2007): *Hydrologická ročenka České republiky 2006*

DUFFKOVÁ R., ZAJÍČEK A., FUČÍK P. *Vyplavování dusíku a fosforu z malých zemědělských odvodněných povodí s aplikací různých hnojiv*. Vodní hospodářství, č. 12, 2014. 1-6

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

GLIESSMAN, S. R. *Agroecology : the ecology of sustainable food systems*. Boca Raton: CRC Press, 2007. 384 p. ISBN 0-8493-2845-4

HABERLE, J., SVOBODA, P. *Vyplavování dusíku z půdy*. Nové Agro, roč. 1, č. 1, 2008. 38-40 S. ISSN 1802–7903

HEJCMAN, M., KLAUDISOVÁ, M., HAHL, J., NEŽERKOVÁ, P., ŠTURSA, J., PAVLŮ, V. *Hnojení smilkových travních porostů aneb Může být druhová skladba ovlivněna i 37 let po ukončení aplikace hnojiv?* Úroda, roč. LIII, č. 7, 2005. 35-37 s. ISSN 0139-6013

HETEŠA, J., KOČKOVA, E. *Hydrochemie*. Brno: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, 1997. 106 s. ISBN 80-7157-289-6

HLAVÍNEK, P., ŘÍHA, J. *Jakost vody v povodí*. Brno: Akademické nakladatelství Cerm, 2004. 209 s. ISBN 80-214-2815-5

HRBÁČEK, J. *Produkční vztahy, výchozí struktura pro posuzování faktorů eutrofizace údolních nádrží*. Studie ČSAV, 24, Praha: Academia, 1981. 1-58 s. In:

LELLÁK, J., KUBÍČEK, F. *Hydrobiologie*. Praha: Karolinum, 1991. 260 s. ISBN 80-7066-530-0

HRUŠKA, J., CIENCIALA, E. *Dlouhodobá acidifikace nutriční degradace lesních půd – limitující faktor současného lesnictví*. Ministerstvo životního prostředí, 2002. 159 s. ISBN 80-7212-190-1

HŮLA, J., ABRHAM, Z., BAUER, F. *Zpracování půdy*. Praha: Zemědělské nakladatelství Brázda, 1997. 144 s. ISBN 80-209-0265-1

HYNŠT, J., ŠIMEK, M. *N₂O emissions from low and moderately disturbed pasture soils - field test of minimal and maximal N supply*. *Plant and Soil*, roč. 320, 2009. 195-207 s.

JENKINSON, D. S. *The impact of humans on the nitrogen cycle, with focus on temperate arable agriculture*. *Plant and Soil*, roč. 228, 2001. 3-15 s.

KALINOVÁ, J., MOUDRÝ, J., KONVALINA, P., MOUDRÝ, J. *Půdní úrodnost, výživa a hnojení rostlin v ekologickém zemědělství*. ZF JU, České Budějovice, 2007. 41 s., ISBN 978-80-7394-029-4

KANG, J., AMOOZEGAR, A., HESTERBERG, D., OSMOD, D. L. *Phosphorus leaching in a sandy soil as affected by organic and inorganic fertilizer sources*. *Geoderma*, roč. 161, 2011. 194-201 s.

KARTHIKEYAN, S., HE, J., PALANI, S., BALASUBRAMANIAN, R., BURGER, D. *Determination of total nitrogen in atmospheric wet and dry deposition samples*. *Talanta*, roč. 77, 2009. 979-984 s.

KLÍR, J. *Bilance rostlinných živin*. Studijní informace: rostlinná výroba, ÚZPI, Praha, 1999. 43 s. ISBN 80-7271-061-3

KVÍTEK, T., et al. *Changes of nitrate concentrations in surface waters influenced by land use in the crystalline complex of the Czech Republic*. *Physics and Chemistry of*

the Earth 34, 2009. 541–551 s.

KVÍTEK, T., GERGEL, J., ONDR, P., ZÁMIŠOVÁ, K. *Zemědělské meliorace*. České Budějovice: Zemědělská fakulta Jihočeské univerzity, 2006. 165 s. ISBN 80-7040-858-8

KVÍTEK, T., et al. *Zatrávňování orné půdy s vysokým rizikem infiltrace – opatření pro cílené snižování dusičnanů ve vodách*. Praha: Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i., 2007. 110 s. ISBN 978-80-254-0972-5

KVÍTEK, T., et. al. *Dynamika koncentrací a interakce odnosu dusičnanů a fosforu na malých zemědělsko-lesních subpovodích v povodí VN Švihov na Želivce*. Vodní hospodářství, 6/2012198-202 s.

LELLÁK, J., KUBÍČEK, F. *Hydrobiologie*. Praha: Karolinum, 1991. 260 s. ISBN 80-7066-530-0

LUO, J., LEDGARD, S. F., DE KLEIN, C. A. M., LINDSEY, S. B., KEAR, M. *Effects of dairy farming intensification on nitrous oxide emissions*. Plant and Soil, roč. 309, 2008. 227-237 s.

MACHÁČEK, V., ČERMÁK, P. *Stabilizace půdní úrodnosti z hlediska výživy rostlin fosforem a draslíkem*. Výzkumný ústav rostlinné výroby v Praze, 2004. 16 s. ISBN 80-86555-48-8

MLÁDEK, J., PAVLŮ, V., HEJCMAN, M., GAISLER, J. *Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích*. VÚTV Praha, 2006. 104 s. ISBN 80-86555-76-3

MOLDAN, B., ZÝKA, J., JENÍK, J. *Životní prostředí očima přírodovědce*. Praha: Academia, 1979. 168 s.

NĚMEC, J., HLADNÝ, J. *Voda v České republice*. Praha: Consult, 2006. 253 s. ISBN 80-903482-1-1

NOVOTNÝ, V., CHESTERS, G. *Handbook of nonpoint pollution: Sources and management*. New York: Van Nostrand Reinhold Environmental Engineering Series, 1981. 555 s. ISBN 0-442-22563-6

PASÁK, V., et al. *Ochrana půdy před erozí*. Praha: Státní zemědělské nakladatelství, 1984. 160 s.

PETERS, N. E., et al. *Temporal trends of bulk precipitation and stream water chemistry (1977±1997) in a small forested area, Krusné hory, northern Bohemia, Czech Republic*. Hydrological processes 13, 1999. 2721-2741 s.

PITTER, P. *Hydrochemie*. Praha: Vydavatelství VŠCHT, 1999. 568 s. ISBN 80-7080-340-1

RYCHNOVSKÁ, M., BALÁTOVÁ – TULAČKOVÁ, E., ÚLEHLOVÁ, B., PELIKÁN, J. *Ekologie lučních porostů*. Academia Praha, 1985. 292 s.

SAWYER, J., JECH, Č. *Kyselé deště*. Praha: Maloofsetové středisko SZN, 1990. 48 s. ISSN 0862-5034

SÁŇKA, M., MATERNA, J. *Indikátory kvality zemědělských a lesních půd ČR*. Praha: Planeta, roč. 12, č. 11, 2004. 84 s. ISSN 1213-3393

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

SHARPLEY, A., FOY, B., WITHERS, P. *Practical and Innovative measures for the control of agricultural phosphorus losses to water: An overview*. Journal of Environmental Quality, roč. 29, 2000. 1–9 s. ISSN 0047-2425. In: ZHANG, M.K. (2008): *Effects of Soil Properties on Phosphorus Subsurface Migration in Sandy Soils*. Pedosphere, roč. 18, č. 5, 2008. 599-610 s. ISSN 1002-0160/CN 32-1315/P

SIMS, J. T., SIMARD, R. R., JOERN, B. C. *Phosphorus loss in agricultural drainage: Historical perspective and current research*. Journal of Environmental Quality, roč. 27, 1998. 277–293 s. ISSN 0047-2425. In: KANG, J., AMOOZEGAR, A., HESTERBERG, D., OSMOD, D. L. *Phosphorus leaching in a sandy soil as affected by organic and inorganic fertilizer sources*. Geoderma, roč. 161, 2011. 194-201 s.

STRAŠKRABOVÁ, V. *Dusíkový paradox: Sloučeniny dusíku v evropských řekách*. Vesmír, roč. 74, 1995. 11-12 S. ISSN 0042–4544

STENBERG, M., ARONSSON, H., LINDÉN, B., RYDBERG, T., GUSTAFSON, A. *Soil mineral nitrogen and nitrate leaching losses in soil tillage systems combined with a catch crop*. Soil and Tillage Research, roč. 50, 1999. 115-125 s.

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: Jihočeska univerzita, 2003. 151 s. ISBN 80-7040-630-5

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: Jihočeska univerzita, 2003. 151 s. ISBN 80-7040-630-5

ŠAFARČÍKOVÁ, S., PEŠATA, M. *Zvýšená hladina živin. Živiny v krajině*. In: Hrázský, Z., Šafarčíková, S. (ed.): *Živiny v krajině: dusík, fosfor, eutrofizace půdy a vody, indikace dusíku*. DAPHNE ČR - Institut aplikované ekologie, 2006. 6-11 s.

ŠANTRŮČKOVÁ, H. *Ekologie půdy*. Biologický fakulta JU, České Budějovice, 2001. 29 s.

ŠANTRŮČKOVÁ, H., VRBA, J., PICEK, T., KOPÁČEK, J. (2004): *Soil biochemical activity and phosphorus transformation and losses from acidified forest soils*. Soil Biology & Biochemistry, roč. 36, 2004. 1569-1576 s.

ŠIMEK, M. *Základy nauky o půdě: 3. Biologické procesy a cykly prvků*. České Budějovice: Jihočeská univerzita, 2003. 151 s. ISBN 80-7040-630-5

ŠIMEK, M. *Základy nauky o půdě: 4. Degradace půdy*. Biologická fakulta JU, České Budějovice, 2004. 224 s. ISBN 80-7040-667-4

ŠTAMBEROVA, M., MICHALOVA, M., MIKŠOVSKY, J., PRCHALOVA, H. *Vodní zdroje v České republice*. Brno: Ministerstvo životního prostředí ČR, 1998. 89 s.

TLAPAK, V., ŠALEK, J., LEGAT, V. *Voda v zemědělské krajině*. Praha: Zemědělské nakladatelství Brázda, 1992. 320 s. ISBN 80-209-0232-5

TROLL, C. *Die Landnutzungskartierung in den Rheinlanden*. Bonn: Erdkunde, XXIII, 2, 1969. 81-102 s. In: ŽIGRAI, F. *Krajina a jej využívanie*. Brno: rektorát UJEP, 1983. 131 s.

VANĚK, S. *Voda v ČR*. Vesmír, roč. 87, č. 11, 2008. s. 774, ISSN 0042-4544

VANĚK, V. *Výživa a hnojení polních a zahradních plodin*. Praha: redakce odborných časopisů, 2002. 119 s. ISBN 80-902413-7-9

VESTERDAL, L., DALSGAARD, M., FELBY, C., RAULUND - RASMUSSEN, K., JÖRGENSEN, B. B. *Effect of thinning and soil properties on accumulation of carbon, nitrogen and phosphorus in the forest floor on Norway spruce stands*. Forest Ecology and Management, roč. 77, 1995. 1-10 s.

VICARS, W. C., SICKMAN, J. O., ZIEMANN, P. J. *Atmospheric phosphorus deposition at a montane site: Size distribution, effects of wildfire, and ecological implications*. Atmospheric Environmental, roč. 44, 2010. 2813-2821 s.

VOLAUF OVÁ, L. *Kvalita povrchových vod v České republice*. Vesmír, roč., 87, 2008. 768-770 s. ISSN 0042-4544

VYSOUDIL, M. *Ochrana ovzduší*. Olomouc: Univerzita Palackého, 2002. 114 s.
ISBN 80-244-0400-1

WITHERS, P. J. A, JARVIE, H. P. (2008): *Delivery and cycling of phosphorus in rivers: A review*. Science of the total environment, roč. 400, 2008. 379-395 s.

ZACHAR, D., JŮVA, K., et al. *Využití a ochrana vod ČSSR: z hlediska zemědělství a lesního hospodářství*. Praha: Academia, 1987. 568 s.

ZHANG, M. K. *Effects of Soil Properties on Phosphorus Subsurface Migration in Sandy Soils*. Pedosphere, roč. 18, 2008. 599-610 s.

ŽIGRAI, F. *Krajina a jej využívanie*. Brno: rektorát UJEP, 1983. 131 s.

Internetové zdroje:

Informační systém statistiky a reportingu. [online]. 25.7.2013 [cit. 2014-03-24].
Dostupné z: <http://issar.cenia.cz/issar/page.php?id=1598>

Informační systém statistiky a reportingu. [online]. 19.11.2013 [cit. 2014-03-24].
Dostupné z: <http://issar.cenia.cz/issar/page.php?id=1579>

FANTA, Josef. *Krajina V. Česká krajina: Landscape V. landscape condition in the Czech Republic*. In: [online]. 2011 [cit. 2014-03-24]. Dostupné z:
<http://ziva.avcr.cz/2011-5/krajina-v-ceska-krajina.html>

RYANT, Pavel a Jiří SKLÁDANKA. *TRVALÉ TRAVNÍ POROSTY*. [online].
25.1.2005 [cit. 2014-03-30]. Dostupné z:
http://web2.mendelu.cz/af_221_multitext/hnojeni_plodin/html/picniny/ttp.htm