

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Zemědělská fakulta

Studijní program: Ekologie a ochrana prostředí

Studijní obor: Aplikovaná a krajinná ekologie

Disertační práce

**Krajinné struktury, využití území a kvalita
povrchových vod**
Studium vzájemných vztahů nástroji DPZ

Ing. Hana Vinciková

České Budějovice 2015

Školitel: doc. RNDr. Libor Pechar, CSc.,
Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Zemědělská fakulta

Prohlašuji, že jsem disertační práci vypracovala samostatně na základě vlastních výsledků a za pomoci řádně uvedené literatury. Práce nebyla použita k získání jiného akademického titulu.

.....
Hana Vinciková

V Českých Budějovicích, dne 29.9.2015

Poděkování

Děkuji své rodině za podporu a obrovskou trpělivost a jejich víru v to, že se dílo nakonec podaří.

S poděkováním nechci zapomenout ani na své kolegy, bývalé i ty současné, kteří mne na mé vědecké cestě ovlivnili, postrčili, provázeli – jmenovitě jsou to Martin Hais, Jakub Brom a Jan Procházka. Tímto bych jim chtěla poděkovat.

Zvláště bych chtěla poděkovat kolegovi Václavu Nedbalovi, který mě neustále povzbuzoval a nedal mi jinou možnost než práci dokončit.

Děkuji také svému školiteli Liborovi Pecharovi za kritické a věcné připomínky.

SOUHRN	5
ABSTRACT	7
POUŽITÉ ZKRATKY	9
PŘEDMLUVA	10
1 ÚVOD	12
1.1 VÝZNAM A FUNKCE VODY	13
1.2 STRUKTURA KRAJINY	17
1.2.1 RYBNÍKY A JEJICH VÝZNAM V KRAJINĚ	21
1.3 DÁLKOVÝ PRŮZKUM ZEMĚ	25
2 HODNOCENÍ STRUKTURY KRAJINY METODAMI DPZ	29
ČLÁNEK 1	30
ČLÁNEK 2	42
3 INTERAKCE VODA A KRAJINA (VLIV STRUKTURY KRAJINY NA VODNÍ SLOŽKU)	53
3.1 HODNOCENÍ FUNKČNÍCH ASPEKTŮ KRAJINY METODAMI DPZ A VYUŽITÍ VÝSLEDKŮ PRO HODNOCENÍ ZEMĚDĚLSKÉ KRAJINY	54
3.1.1 NOVOHRADSKO - STROPNICKO	55
3.1.2 KŘEMEŽSKO, ORLICKO	58
4 HODNOCENÍ KVALITY VODY MALÝCH VODNÍCH NÁDRŽÍ S VYUŽITÍM DISTANČNÍCH HYPERSPEKTRÁLNÍCH DAT	61
4.1 KVALITA VODY A METODY STANOVENÍ	63
4.1.1 KVALITA VODY	63
4.1.2 METODY HODNOCENÍ KVALITY VODY	64
4.2 DPZ VODNÍCH PLOCH	65
4.3 ZÁKLADY OPTIKY VODNÍHO PROSTŘEDÍ (SPECIFIKA MALÝCH TURBIDNÍCH NÁDRŽÍ)	66
4.3.1 RADIOMETRICKÉ VELIČINY	68
4.3.2 REFLEKTANCE	71
4.4 INFORMATIVNÍ VRSTVA DPZ	73
4.4.1 INFORMATIVNÍ VRSTVA MALÝCH EUTROFNÍCH NÁDRŽÍ (TŘEBOŇSKO)	75
4.5 ODHAD PARAMETRŮ KVALITY VODY PRO PŘEHRADNÍ NÁDRŽE	78
4.6 SHRUTÍ	82
ČLÁNEK 3	84
ČLÁNEK 4	118
5 ZÁVĚREČNÁ ÚVAHA	132
6 SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY	134
7 SEZNAM VLASTNÍCH PUBLIKACÍ TÝKAJÍCÍCH SE ŘEŠENÉ PROBLEMATIKY	140

SOUHRN

Krajinu tvoří systém složek funkčně propojených koloběhem látek a tokem energie. Distribuce a skladba rostlinného krytu má v tomto koloběhu látek a energie klíčovou roli, která se promítá až do podmínek místního klimatu. V našich podmínkách byla krajina po staletí ovlivňována především zemědělským hospodařením a poslední století také enormním rozvojem průmyslu a lidských sídel. Hospodářskými aktivitami vyvolané změny v krajině se velmi rychle odrazí ve vodním prostředí, protože voda je hlavním vektorem v koloběhu látek a energie.

Prostřednictvím metod dálkového průzkumu Země (DPZ) můžeme sledovat krajinu jako celek, ale i její jednotlivé složky, jako jsou vegetace, vodní biotopy, a stejně tak funkční projevy krajinných celků, např. teplotní a vlhkostní poměry. Při studiu vegetace pomocí distančních dat se využívá nejčastěji optické části spektra, zejména kombinace viditelné a infračervené oblasti. Limitujícími faktory využití distančních dat je jejich prostorové, spektrální a časové rozlišení. Přesnost klasifikace vegetačního krytu metodami DPZ je také ovlivněna fyzikálními a biologickými vlastnostmi samotné vegetace a podmínkami prostředí (ČLÁNEK 1). K hodnocení struktury a stavu krajinného krytu lze s úspěchem využít data družice Landsat a metodu automatické klasifikace obrazu (řízená klasifikace). V porovnání s terénním šetřením se ukazuje, že metoda klasifikace pomocí dat DPZ je přijatelně přesná. S rostoucí plochou hodnoceného zájmového území vzrůstá význam a efektivita využití DPZ, zejména ve srovnání s časovou, finanční a materiální náročností pozemních šetření (ČLÁNEK 2).

Struktura krajiny úzce souvisí s teplotním a vlhkostním režimem krajiny. Navíc je propojena i se stavem vodních ekosystémů, a proto teplotní a vlhkostní charakteristiky často korelují s hydrochemickým složením povrchových a mělkých podpovrchových vod [9], [11]. S využitím DPZ dat lze vyhodnotit teplotní a vlhkostní poměry a podle nich identifikovat a vymezit problémové oblasti z hlediska fungování krajiny [11], (Kap. 3), tj. lokality, které vykazují „přehřívání“ a zároveň vyšší odnosy látek odtékající vodou.

Velmi rychlou odezvu z hlediska fungování krajiny lze najít v měnící se kvalitě vody vodních těles. Ta poměrně rychle odráží změny v krajině i její celkový stav, či nevhodný management samotných nádrží. Při studiu kvality povrchové vody

prostřednictvím DPZ se využívá charakteristického tvaru spektra reflektance, který umožňuje odhadnout množství opticky aktivních látek ve vodě. Kvalita vody v nádržích je v našich podmínkách určována intenzitou eutrofizace, se kterou souvisí rozvoj sinic a řas. Jejich množství lze odhadnout analýzou spektrálních křivek reflektance, protože s rostoucí koncentrací chlorofylu dochází k nárůstu reflektance v červené části spektra a k posunu pozice maxima v této oblasti k delším vlnovým délkám. Testování lokalit, jako jsou vody třeboňských rybníků, přineslo zcela originální výsledky a ukázalo, že tento přístup lze úspěšně použít i v případě malých vodních nádrží s opticky velmi heterogenní matricí (složením opticky aktivních látek). Ukázalo se, že pro odhad množství chlorofylu z reflektance vody se nejlépe osvědčil mocninný model, založený na poměru reflektancí v infračervené a červené části spektra (R_{714}/R_{650}). Pro odhad množství nerozpuštěných látek (TSS) v zakalených rybníčních vodách se jeví jako nejlepší použití jednoduchého algoritmu vycházejícího z hodnoty reflektance v NIR oblasti (ČLÁNEK 3 a 4).

Vztah mezi spektrální reflektancí z vodní hladiny a koncentracemi chlorofylu a nerozpuštěných látek je významně ovlivňován specifickými podmínkami jednotlivých typů vodních nádrží (jezera, přehradní nádrže, velké řeky, apod.). Proto bylo realizováno pilotní snímkování a kontrolní měření na přehradách Rozkoš a Seč. Předběžné výsledky ukazují, že tento přístup lze dobře využít, zejména pro zachycení horizontálních rozdílů v kvalitě vody na větších nádržích (Kap. 4.5).

Shromážděné výsledky ukázaly, že kombinace DPZ, spolu s pozemními daty, umožňují významně přispět k hodnocení stavu krajiny, ukazují na důležité souvislosti mezi způsobem využívání území a kvalitou povrchových vod.

Abstract

The landscape consists of a system of components, which are functionally interconnected through material and energy flux cycles. In this respect, a crucial role is played by the distribution and composition of the plant cover, which bears a significant influence upon local climatic conditions. For centuries, our landscape structure has been entirely shaped by agricultural management. During the last 100 years, it also had to bear a very significant impact due to the development of industrial and residential settlements. Changes in landscape structure caused by economic activities such as these are very rapidly reflected in the status of aquatic ecosystems, because water is the main vector mobilising the cycles of matter and energy.

Using remote sensing (RS) techniques, we can observe large portions of the landscape as units, but we can also focus on single components, such as: vegetation, waterbodies, as well as key functional process indicators, e.g. temperature and moisture gradients. Remote Sensing vegetation studies are mostly relying on combinations of portions of the visible and infrared spectrum. Factors limiting the applicability of RS pertain to spatial, spectral, as well as time resolution. RS-based landcover classifications are influenced by physical and biological attributes of the vegetation itself, and by general environmental conditions (see ARTICLE 1). Landcover structure is often assessed using automated (supervised) image classification based on Landsat data. The result of RS classifications compares well with field investigations and is generally considered acceptably accurate. Issues of timing as well as financial and material constraints generated by field investigation activities determine that the relevance and effectiveness of using RS data increases with the size of the area being evaluated (see ARTICLE 2).

The structure of the landscape is closely related to its thermal and humidity regime. These properties are tightly connected with the status of aquatic ecosystems; temperature and degree of moisture correlate with the intensity of processes ruling the hydrochemical composition of surface and shallow subsurface waters [9], [11]. Using RS, we have been able to identify and delimit areas in which landscape energy and matter flows were compromised due to

degraded functional processes [10] (Chap.3). These sites manifested increased “overheating” and higher mineral element release in runoff.

Changes in waterbody quality represent a quick response to environmental degradation and to a compromised functional performance that can often be related to unsuitable waterbody management. Water quality assessment via RS can rely upon the characteristic shape of the spectral curve, which allows estimating the amount of optically active substances present in the water column. The intensity of eutrophication, related to the density of cyanobacteria and algae, is correlated to the concentration of Chlorophyll “a” and to an increase in reflectance towards the red portion of the spectrum, with a distinctive shift of the reflectance peak towards higher wavelengths. Interesting and partly unexpected results were obtained while using these methods to the fishponds of the Třeboň region revealing that this approach can be successfully applied also to extensive regions characterised by numerous small water reservoirs bearing an optically heterogeneous matrix typical of a diversified composition of optically active substances. The most reliable estimates of *Chl-a* concentration were provided by the ratio of the reflectances of the NIR to the red region of the electromagnetic spectrum (R_{714}/R_{650}). At the same time, the best algorithm for estimating total suspended solids in turbid fishponds was a single wavelength situated within the NIR region (Article 3 and 4).

Despite the general validity of the approach, relationships between spectral reflectance and Chlorophyll “a” or total suspended solids concentrations are significantly influenced by local conditions characterising individual waterbodies (lakes, dams, large rivers, etc). The assessment based upon hyperspectral images of recent management measures carried out at Rozkoš and Seč reservoirs, indicated that the approach is particularly sensible in capturing horizontal differences in reservoir water quality (Chap. 4.5).

Remote sensing techniques, combined with ground-based data, contribute substantially to the understanding of the condition of our landscape, and underline important connections between land use and the quality of surface waters.

POUŽITÉ ZKRATKY

ArcGIS	Systém firmy ESRI, sada produktů, ze které lze vystavět GIS
AV ČR	Akademie věd České republiky
cDOM	barevné rozpuštěné organické látky (Coloured Dissolved Organic Matter)
CzechGlobe	Centrum výzkumu globální změny AV ČR, v. v. i.
ČHMÚ	Český hydrometeorologický ústav
ČSN	Česká státní norma
ČSÚ	Český statistický úřad
DN	Digital number
DPZ	Dálkový průzkum Země
$E_d(\lambda)$	Dopadající ozáření (Downward/downwelling irradiance)
ETR model	Energie- transport - reakce
$E_u(\lambda)$	Odražené ozáření (Upward/ upwelling irradiance)
GIS	Geografický informační systém
CHKO	Chráněná krajinná oblast
<i>Chl-a</i>	Chlorofyl- <i>a</i>
IAFE	Institute for Agricultural and Forest Environment
IR	Infračervené záření (infrared)
JTSK	Souřadnicový systém jednotné trigonometrické sítě katastrální
$K_d(\lambda)$	Vertikální koeficient zeslabení (vertical diffused attenuation coefficient)
KKM	Katedra krajinného managementu
LAE	Laboratoř aplikované ekologie
LC	Land cover
LPIS	Registr půdy; Land parcel identification system
$L_u(\lambda)$	Odražené záření (Upwelling radiance)
LU	Land use
L_λ	Spektrální radiance
$L_w(\lambda)$	Záření opouštějící vodu (Water-leaving radiance at the water surface)
MIR	Střední infračervené záření (Middle InfraRed light)
MVN	Malé vodní nádrže
MZe; MŽP	Ministerstvo Zemědělství; Ministerstvo životního prostředí
N	dusík
NIR	Blízké infračervené záření (Near Infrared)
OPV	Oblast Povodí Vltavy
P	fosfor
PAR	Fotosynteticky aktivní záření, 400-750nm
R (z)	Reflektance v hloubce z
R (λ)	Spektrální Reflektance
TIR	Tepelné infračervené záření (Thermal infrared)
TSS/TSM	Celkové nerozpuštěné látky (Total suspended solids/matter)
UV	Ultrafialové záření
USGS	Americká nezávislá vědeckovýzkumná vládní agentura (United States Geological Survey)
VIS	Viditelné světlo
WFD	Rámcová směrnice pro vodní politiku (Water Framework Directive)
ZF JU	Zemědělská fakulta, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
ZVHS	Zemědělská vodohospodářská správa

Předmluva

Cílem disertační práce je studium interakcí struktury krajiny a kvality povrchových vod v zemědělské krajině na základě měřených hydrochemických parametrů vod a s použitím metod dálkového průzkumu Země. I když se obě složky (krajina – voda) vzájemně ovlivňují, lze na ně pro zjednodušení do jisté míry pohlížet jako na složky stojící samostatně a takto je i zkoumat. Pro zjednodušení tak můžeme mluvit o struktuře krajiny a jejím vlivu na vodní složku nebo naopak o vodě a jejím koloběhu a vlivu nedostatku či nadbytku vody na krajinnou složku.

Práce je rozdělena do tří větších celků, které vychází z publikovaných prací.

Nosnou myšlenkou, která propojuje všechny tři celky, je význam vody a struktury krajiny z hlediska fungování a hodnocení krajiny jako celku. Spojujícím prvkem je také metodický přístup – využití dálkového průzkumu Země jako nástroje pro hodnocení krajiny či jejích částí a jejích funkčních projevů. Jednotlivé kapitoly tvoří do jisté míry samostatné celky, nicméně mají logickou návaznost, která jde přes obecnější náhled na strukturu krajiny, její využití (land use) a možnosti hodnocení s pomocí satelitních dat (Kap. 2), přes vzájemné vlivy a interakce mezi krajinnou strukturou a funkcemi krajiny (Kap. 3) až po detailní pohled na vodní nádrže jako významné krajinné prvky (Kap. 4).

Hodnocení struktury krajiny metodami DPZ (Kapitola 2)

Tematický celek shrnuje možnosti hodnocení struktury krajiny, resp. landcoveru větších územních celků s využitím multispektrálních satelitních dat (ČLÁNEK 1). Praktické výsledky poznatků řešeršního šetření shrnuje bezprostředně navazující ČLÁNEK 2, který se věnuje metodice hodnocení struktury zemědělské krajiny až na úroveň jednotlivých plodin a uvádí konkrétní výsledky vlastního měření a analýz.

Přílohy kapitoly tvoří publikace:

ČLÁNEK 1

Vinciková H., Hais M., Brom J., Procházka J., Pecharová E. 2010. Use of remote sensing methods in studying agricultural landscapes – a review. *Journal of Landscape Studies* 3: 53-63.

ČLÁNEK 2

Vinciková H., Procházka J., Brom J. 2010. Timely identification of agricultural crops in the Temelín NPP vicinity using satellite data in the event of radiation contamination. *Journal of Agrobiology* 27 (2): 73-83.

Interakce voda a krajina (Kapitola 3)

Kapitola interakce voda a krajina je zpracována jako samostatná kapitola. Vychází z dlouhodobých aktivit pracoviště LAE ZF JU v oblasti holistického posuzování funkčních charakteristik krajiny, založeného na principu ekologického ETR modelu (Ripl 1995). Kapitola řeší komplexní hodnocení stavu krajiny na základě funkčních aspektů krajiny a kombinace různých typů dat (distanční, terénní, apod.). Hlavní publikované práce, které jsou podkladem této kapitoly, jsou citovány níže.

Související publikace:

Bodlák L., **Vinciková H.**, Nedbal V., Hais M., Sýkorová Z., Chmelová I., Němcová J., Pechar L., Stará L., Šťastný J., Havránek J., Pecharová E. 2008. Soubor speciálních tematických map, metodik a metodických postupů ke stanovení funkčních parametrů krajiny pro správní území obcí Horní Stropnice a Nové Hrady. Kostelec nad Černými Lesy, Lesnická práce, s.r.o., 80 s

Bodlák L., Křováková K., **Vinciková H.**, Šťastný J., Havelka L., Pecharová E., Pechar L. 2009. Soubor speciálních tematických map funkčních aspektů krajiny – povodí Křemežského potoka. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Katedra krajinného managementu – Laboratoř aplikované ekologie.

Hodnocení kvality vody malých vodních nádrží s využitím hyperspektrálních distančních dat (Kapitola 4)

Největší prostor je věnován třetímu celku - hodnocení kvality vody pomocí hyperspektrálního DPZ. Kapitola shrnuje vlastní měření a výsledky. Vzhledem k tomu, že řeší problematiku hodnocení kvality vody v malých vodních nádržích, které se svými optickými vlastnostmi výrazně liší od vodních ploch běžně hodnocených metodami DPZ (oceánské vody a velká jezera), zahrnuje nejen separáty publikovaných článků (ČLÁNKY 3 a 4), ale i podkapitoly, které se těmto odlišnostem od ostatních typů vod věnují podrobněji, přímo na příkladu sledovaných lokalit.

Přílohy kapitoly tvoří publikace:

ČLÁNEK 3

Vinciková H., Pechar L., Hanuš J. 2013. Měření a využití spektrální odrazivosti (reflektance) slunečního záření z hladiny povrchových vod. Certifikovaná metodika. Kostelec nad Černými lesy. Lesnická práce, s.r.o. 32 s. ISBN 978-80-7458-043-7.

ČLÁNEK 4

Vinciková H., Hanuš J., Pechar L. 2015. Spectral reflectance is a reliable water-quality estimator for small, highly turbid wetlands. *Wetlands Ecology and Management* 23: 933-946. DOI: 10.1007/s11273-015-9431-5.

1 ÚVOD

Hnací silou všech dějů na Zemi je nepopíratelně Slunce, nicméně bez VODY nelze žít. Voda je nejen ústřední faktor, bez kterého by nevznikl život na Zemi, ale bez její přítomnosti by selhalo fungování celé planety. Díky vodě je vytvořen **základní dynamický systém, který disipuje energii Slunce na povrchu tak, že ji rozptýlí v prostoru a v čase** (Ripl 1995; 2003). Tato zásadní funkce vody v energetických procesech (dějích) na Zemi je klíčová nejen v globálním měřítku, ale i na úrovni krajiny nebo jejích segmentů, např. povodí. Na této energetické bilanci se kromě dostatečného množství vody v krajině významně podílí také celková struktura krajiny a vegetace.

Na krajinu a vodu v ní tedy můžeme nahlížet jako na spojené nádoby – respektive neoddelitelné součásti. Pokud dojde ke změnám na jedné straně, vyvolá to změny na straně druhé a naopak – dobře fungující krajina vyžaduje přítomnost dostatečného množství vody, struktura krajiny (resp. vegetace a využití území) zase ovlivňuje kvalitu vody.

Do tohoto systému vstupuje člověk, který hospodařením s vodou i s vegetací významně ovlivňuje distribuci sluneční energie a toky látek v krajině (Ripl 1995; 2003; Ripl, Wolter 2002; Pokorný et al. 2007; Pokorný et al. 2010b).

Díky výše zmíněnému propojení můžeme mnoho procesů, které v krajině probíhají, vysledovat a odhalit právě v podobě měnící se kvality vody.

Vodní ekosystémy (tekoucích i stojatých vod) tvoří významnou část krajiny a jsou tedy i z hlediska fungování krajiny významným krajinným prvkem. Navíc vodní ekosystémy reagují rychleji na různé stresory (např. vyvolané činností člověka), než je tomu u terestrických ekosystémů, integrují vlivy z okolí a odráží tak aktuální stav krajiny. Vhodně zvolená metoda sledování kvality vody nám tak může odhalit problémy ve fungování krajiny daleko dříve, než se tyto problémy v krajině viditelně projeví. K získání synoptického pohledu na krajinu a kvalitu prostředí v podobě kvality vody lze využít metody dálkového průzkumu Země (DPZ). Tyto metody oproti klasickým metodám přináší výhodu celostního pohledu a díky využití celého elektromagnetického spektra i možnost sledovat parametry, které jsou pouhému oku neviditelné.

Metody DPZ lze také využít k hodnocení struktury krajiny a jejího fungování právě na základě přítomnosti vody a teplotně-vlhkostních charakteristik území. Voda v krajině, její přítomnost a kvalita tak mohou být s využitím distančních metod novým přístupem umožňujícím holistické hodnocení krajiny.

Vzájemné vztahy tvoří složitou síť. Jejich pochopení je důležité pro plánování, management a využívání krajiny, stejně jako pro řízení v oblasti vodního hospodářství, zemědělství a mnoha dalších.

Monitorování složek životního prostředí a jednotlivých parametrů krajiny je nedílnou součástí všech prací zabývajících se studiem vztahů v krajině, ať už jde o práce výzkumného charakteru či údaje potřebné pro praktická opatření aplikovaná na nejrůznějších úrovních státní správy či v samotném managementu krajiny v nejrůznějších hospodářských odvětvích.

Podle cílů monitorování také existuje celá řada přístupů monitorování a hodnocení krajiny, které poskytují různě podrobné výsledky.

Jedním z mnoha přístupů hodnocení krajiny je tzv. holistický přístup prof. Riply z Berlínské technické univerzity, který krajinu hodnotí jako celek na základě modelu ETR (Energie-Transport-Reakce). Tento model umožňuje popsat základní funkce krajiny a jejich změny, které způsobuje zejména člověk svými aktivitami, na základě poznatků o rozdělování (disipaci) dopadající sluneční energie v ekosystémech a vývoji vegetace na evropském kontinentě od posledního zalednění (Ripl 1995).

ETR model – princip (převzato z Procházka et al. 2006)

Klimaxové porosty na velkých plochách kontinentu s dostatečným zásobením vodou účinně transformují dopadající energii evapotranspirací ve skupenskou teplo vodní páry. Tím tlumí teplotní výkyvy, a zároveň v malém vodním cyklu minimalizují ztráty vody povrchovým odtokem. Takové ekosystémy mají rovnováhu v produkčních a rozkladných procesech, což vede k uzavírání látkových cyklů a minimalizaci ztrát.

Vegetace je tak řídicím článkem pro fungování terestrických ekosystémů a voda představuje médium pro přeměnu energie, transportní a chemické procesy. Koloběh vody lze považovat za energetický převaděč, který umožňuje disipaci sluneční energie, tlumení teplotních výkyvů (Procházka et al. 2006).

Stejně jako existuje velké množství přístupů k hodnocení krajiny, existuje i velké spektrum nástrojů a metodických postupů. Jedním z těchto nástrojů je využití dat DPZ. Pokud chápeme krajinu jako systém, resp. funkčně propojený celek, metody DPZ nám umožňují použít k hodnocení složek krajiny nástroj, který sice data nezbytně generalizuje a zkoumané jevy do jisté míry zjednodušuje, na druhou stranu však přináší výhodu komplexního (integrálního) pohledu na celé území.

1.1 Význam a funkce vody

O významu vody, funkcích vody v krajině a jejím využití pro nejrůznější účely jsme jistě všichni slyšeli mnohokrát. Přesto nás často ani nenapadne, kde všude hraje voda hlavní roli a kde všude bychom se bez ní neobešli. Proto vznikla i tato podkapitola, jako námět k zamyšlení.

Voda je jedním z klíčových přírodních zdrojů a často zapomínáme na to, že zdroje nejsou nevyčerpatelné a že třeba jen o kousek dál než bydlíme my, je o vodu nouze nebo její kvalita limituje její využívání.

Význam vody lze hledat už na buněčné úrovni a přes rostliny a živočichy vysledovat i její zásadní vliv na fungování celé krajiny. Voda je nezastupitelná v mnoha přírodních procesech a lze ji považovat za synonymum života na Zemi. Je nejen základní složkou těl organismů, ale množství vody určuje kvalitu prostředí a v interakci s teplotou je voda základním abiotickým faktorem, který působí na organismy a rozhoduje o typu vegetačního krytu a tím i o charakteru suchozemských ekosystémů.

Jednou z nejdůležitějších vlastností vody je její schopnost absorbovat velké množství tepla, což určuje její významnou roli v regulaci teploty, a to nejen v organismech, ale také v životním prostředí (Ripl 2003; Brom et al. 2009; Pokorný et al. 2010a, 2010b; Hesslerová et al. 2013 a další). Díky možnosti neustálé proměny svých skupenství voda uvolňuje nebo akumuluje energii a tak podle potřeby chladí nebo zahřívá a vyrovnává teploty a udržuje na Zemi teplotu umožňující život.

Lidské tělo, stejně jako krajina, je důmyslné “zařízení“ a dokonale fungující systém. Při srovnání lze mezi lidským tělem a krajinou nalézt možná překvapivé analogie, a je zajímavé, že mechanismy a principy, které fungují v lidském těle, fungují také v krajině. V krajině voda funguje podobně jako oběhová soustava (kardiovaskulární systém) v lidském těle a plní mnoho funkcí, které jsou pro správné fungování krajiny nezbytné (Tabulka 1).

Pokud půjdeme v úvahách ještě dál, nalezneme i další analogie krajiny a lidského těla (Tabulka 2). V případě oběhové soustavy člověka jde o soustavu uzavřenou, složenou ze dvou hlavních okruhů - tzv. malého srdečního oběhu (srov. malý vodní cyklus) a velkého oběhu (srov. velký vodní cyklus). Také v krajině chceme uzavírat cykly vody a látek. Zejména to platí v případě malého vodního cyklu, protože právě ten je charakteristický pro funkční (zdravou) krajinu a setrvalé hospodaření v krajině a do krajiny přináší největší množství vody (Ripl 2003; Kravčík et al. 2007 a další).

Předpokladem pro uzavření vodního koloběhu je dostatečné zásobení vodou a přítomnost funkčních porostů se schopností vysoké evapotranspirace (Pokorný et al. 2007; Procházka et al. 2011).

Tabulka 1 – Porovnání funkce vody v krajině s funkcí oběhové soustavy v lidském těle

Funkce oběhové soustavy v lidském těle	Funkce vody v krajině
Transportní (transportní médium = krev) •Transport - plynů (O ₂ , CO ₂) z tkání do tkání •Transport živin a odpadních látek •Rozvod hormonů po těle	Transportní médium •nejrůznější látky a energie v povodí, pohyb živočichů, doprava
Termoregulace – rozvod tepla po těle	Termoregulace – díky přeměně skupenství
Zprostředkování obrany organismu proti choroboplodným zárodkům	Samočisticí schopnost – ochrana zdraví krajiny
Homeostáza - vytváří a udržuje stálé vnitřní prostředí	Napomáhá udržet rovnováhu (homeostázu) v krajině
	Zvyšuje biodiverzitu krajiny
	Chemické reakce

Tabulka 2 – Další analogie krajiny a lidského těla

Oběhová soustava	Voda v krajině
Uzavřená (u člověka a ostatních obratlovců)	I v krajině chceme uzavírat cykly vody a látek
Složená ze dvou hlavních okruhů • malý „srdeční“ oběh – cirkuluje krev mezi srdcem a plicemi • velký – mezi srdcem a celým tělem – dopravuje živiny a kyslík	Hydrologický cyklus: • malý – nad oceánem nebo nad pevninou – významný zejm. pro místní klima a pro zemědělskou produkci (lokální) • velký – mezi pevninou a oceánem (globální)

Vodní plochy a v našich podmínkách zejména rybníky pak můžeme přirovnat svojí funkcí v krajině k lymfatickému systému lidského těla, který se svojí činností podílí na stálosti vnitřního prostředí (tzv. homeostáze) a v podobě mízních uzlin tvoří obranný mechanismus těla tím, že v těle vycytávají škodlivé a nepotřebné látky.

Stejně jako v lidském těle i v krajině je tedy důležitá rovnováha. Pokud je zásobování vodou pro ekosystémy narušeno a naruší se koloběh vody v krajině, systém není schopen přežít a mění se na jiný stav, který je charakterizovaný jinými strukturami i funkcemi. Proto je voda a zejména existence vody a malých vodních ploch v krajině důležitá z hlediska celkové vodní bilance krajiny. Tyto plochy spolu s vegetací podporují tzv. malý oběh vody, který působí na místní klima a pro hospodaření s vodou a obecně zemědělství má největší význam (Kravčík et al. 2007; Tlapák et al. 1992).

Pokud si uvědomíme všechny tyto souvislosti a šíří celé problematiky, je jasné, proč je o vodu, o sledování její kvality a o její udržení v krajině takový zájem.

Tabulky 3 a 4 shrnují nejdůležitější funkce vody a její význam v krajině a nejdůležitější oblasti, ve kterých je voda využívána.

Tabulka 3 – Význam vody v krajině

Význam vody	Poznámka
Základní podmínka života	Ve vodě vznikl život Životní prostředí mnoha organismů Základní složka těl organismů (v živých tkáních tvoří cca 3 - 99 % jejich objemu) - součást všech tělních tekutin, obsažena v každé živé buňce
Rozpouštědlo	Základním rozpouštědlem většiny chemických látek Probíhají v ní veškeré chemické děje v organismech
Přírodní zdroj	Jedním z klíčových přírodních zdrojů
Transportní medium	Transport chemických látek (rozpouštědlo a dopravní medium) a energie (změny skupenství spojení s absorpcí nebo emisí tepla)
Regulace teploty	Ochlazování nebo ohřívání krajiny
Chemické procesy	
Řízení podmínek stanoviště (půda, mikroklima)	Rozhoduje o druhu vegetace v krajině

Tabulka 4 – Funkce vody v krajině a různé oblasti využití vody pro lidskou společnost

Funkce	Oblast využití/ poznámka
Produktivní (produkce biomasy)	Zemědělství, lesnictví, rybářství
Estetická	Estetické hodnoty hospodaření v krajině
Biologická rozmanitost	Malé nádrže, rybníky, mokřady, močály a podmáčené louky (nedostatek nebo nadbytek vody může mít vliv na biodiverzitu, zejm. ve vodních ekosystémech)
Přirozená retenční a akumulaci schopnost	Zejm. údolní nivy vodních toků a malé vodní nádrže - utlumení, příjem a snížení antropogenních vlivů způsobených zemědělstvím a sídly; protipovodňový význam
Protipovodňová	
Krajinotvorná	Zejm. vodní toky
Historická	Přítomnost vody a vodních ploch v krajině ovlivňovala vývoj společnosti a rozmístění sídel
Ekologická ¹	Definuje toky energie, vody a látek; ochrana stanovišť
Ekonomická/ sociální ¹	Např. cestovní ruch, rekreace, sport
Zdroj pitné vody	
Důležitá surovina pro průmysl	Chlazení, ohřev, oplach, v potravinářství
Prostředek k udržení hygieny	
Využití v energetice	Výroba elektřiny
Využití v dopravě	

¹ Z tohoto hlediska rozhodující faktor není absolutní množství vody, ale doba, po kterou se účastní procesů (tzn. doba, po kterou voda tráví v krajině (závislé na vegetačním krytu a na čase potřebném k tomu, než dešťová voda dotече do řek))

1.2 Struktura krajiny

Voda jako dynamický činitel v krajině, její pohyb, kvalita a množství, jsou zásadně ovlivňovány strukturou krajiny (LC, land cover) a jejím využitím (LU, land use). Ale nesmíme zapomínat, že jde o funkčně propojené složky, protože i když množství vegetace a její výskyt závisí na množství a dostupnosti vody, zdravá vegetace zároveň podmínky pro svůj růst aktivně vytváří a udržuje (Pokorný et al. 2010b; Pokorný 2014).

Samotná krajina tvoří ucelený systém, jehož jednotlivé složky jsou funkčně propojeny vazbami a navzájem se ovlivňují i na velké vzdálenosti. Základním rysem každé krajiny je její prostorová heterogenita vyjádřená krajinnou strukturou, která má rozhodující vliv na funkční vlastnosti krajiny (Lipský 1999; Cihlar et al. 1997). Každý zásah či změna v krajinné struktuře, třeba i lokální, může podstatně ovlivnit vlastnosti celé krajiny v prostoru i v čase - mění průběh energomateriálových toků v krajině, mění její ekologickou stabilitu a další vlastnosti a charakteristiky. Struktura, funkce a dynamika krajiny jsou tak úzce provázané systémem zpětných vazeb.

Současná krajina je z velké části ovlivňovaná zemědělstvím. V celosvětovém měřítku je téměř 1/3 suchozemské půdy využívána pro pěstování zemědělských plodin či jako pastviny (Wood et al. 2000). I v podmínkách ČR představuje zemědělství klíčovou aktivitu (Tabulka 5), která podstatným způsobem ovlivňuje celkovou strukturu krajiny.

Tabulka 5 – Kategorizace půdního fondu a rozdělení zemědělského půdního fondu České republiky (zdroj: ČSÚ 2012, [online]; data platná pro rok 2012)

	Výměra [ha]	% z celkové výměry	% ze zemědělské půdy
Celková výměra	7 886 619		
Zemědělská půda	4 224 389	53,6	
<i>Orná půda</i>	2 993 236	38	70,9
<i>Chmelnice</i>	10 355	0,1	0,2
<i>Vinice</i>	19 562	0,2	0,5
<i>Zahrady</i>	163 320	2,1	3,9
<i>Ovocné sady</i>	46 393	0,6	1,1
<i>Trvalé travní porosty</i>	991 523	12,6	23,5
Nezemědělská půda	3 662 230	46,4	
<i>Lesní pozemky</i>	2 661 889	33,8	
<i>Vodní plochy</i>	163 965	2,1	
<i>Zastavěné plochy</i>	131 800	1,7	
<i>Ostatní plochy</i>	704 577	8,9	

Trend přeměny struktury krajiny začal už na počátku lidských dějin a to v době, kdy se člověk stal zemědělcem a pastevcem a začal pronikat i do méně vhodných oblastí (Červený et al. 2004). Tím otevřel malý vodní cyklus a nastartoval ztrátu látek. Nejrychlejší a nejdrastičtější změny však mělo na svědomí systematické přetváření a odvodňování/vysušování krajiny započaté v 2. pol. 20. století. (Pokorný 2014). Stále ještě se tak potýkáme s negativními dopady scelování pozemků do velkých půdních bloků, které často nerespektovalo reliéf terénu. Od roku 1948 se průměrná plocha pozemků v ČR zvýšila z 0,23 ha na přibližně 20 ha v současnosti (Marada 2007). Základní přehled o struktuře zemědělské krajiny lze také získat z registru půdy LPIS (MZe) – Tabulka 6.

Tabulka 6 – Velikost půdních bloků evidovaných v LPIS (údaje zjištěné statistickými dotazy v prostředí ArcGIS 9.2 z vrstvy LPIS 2013 poskytnuté MZe)

Půdní blok	Celkový počet půdních bloků	Výměra [ha]				Směrodat. odchylka
		Prům.	Min.	Max.	Celková	
Orná půda	239073	10,49	0,01	399,4	2507759,9	16,3
TTP	286138	3,46	0,01	292,5	988537,01	7,4
Vodní plochy*	70	4,88	0,13	50,5	341,56	8,3

*eviduje pouze plochy, na které se žádá o dotace a které splňují podmínky zákona č. 252/2009 Sb., o zemědělství (viz kapitola 1.2.1, Tabulka 9)

Z hlediska zemědělského hospodaření v krajině může být závažným problémem zejména voda, protože může být limitujícím faktorem výnosů. Proto je také využívání vody lidmi od dávných dob spojeno s modifikacemi vodního režimu (stavba přehrad, kanálů, úpravy toků), které se ale netýkaly pouze povrchové vody, ale i vody v půdě (odvodňování, zavlažování) a vody v podzemí. Nesprávně provedené zásahy, špatná zemědělská praxe a další negativní jevy spojené se zemědělským hospodařením, zástavbou a jejich negativní dopady na vodní složku (shrnutí Tabulka 7) mají za následek značně narušené odtokové poměry, znečištění vod a degradaci půdy. Postupně byl nastartován proces ztráty přirozené úrodnosti půdy, výrazné snížení schopnosti retence vody v krajině, snížení biologické rozmanitosti, snížení početnosti druhů vázaných na zemědělskou krajinu a úbytek ekostabilizačních krajinných prvků. Neuvážené změny struktury krajiny tak vedou k narušení ekologické stability krajiny¹.

¹ Ekologickou stabilitou se chápe schopnost ekosystémů a společenstev neměnit své složení, odolávat tlakům prostředí a po vychýlení z normálního stavu dočasnou změnou vnějších podmínek se do původního stavu vrátit

Tabulka 7 – Negativní vlivy působící na krajinu a vodní složku (upraveno dle Vinciková 2007; Carpenter et al. 2005; Vopravil et al. 2010; Eiseltoová 2012)

<i>Negativní vliv</i>	<i>Dopad na krajinu</i>	<i>Důsledek pro vodní bilanci krajiny</i>
Vlivy vyplývající z nevhodného uspořádání půdního fondu		
Monokultury, scelování pozemků, ničení mezí, remízků, větrolamů a alejí	Ztráta biodiverzity krajiny	Zrychlení odtoku, povodně, sucho, eroze
Rozvoj orné půdy na úkor lesů, rušení zeleně, stavba dálnic Přeměna nekvalitní půdy na ornou půdu náhradou za stavební parcely Orná půda na svazích, nevhodná struktura pěstovaných plodin Plošné meliorační úpravy vodního režimu krajiny (odvodnění niv, vysoušení bažin, rybníků, závlahy) Regulace vodních toků (narovnávání koryt), odstraňování břeh. porostů	Zvýšení škod způsobených vodní erozí Odvodnění, vysychání a přehřívání krajiny, nedostatek vody pro organismy Ztráta biotopů, biodiverzity a fragmentace krajiny - zhoršená orientace, omezení životního prostoru pro faunu i floru Uvolňování živin z půd – acidifikace a degradace půd (hrozba trvalého poškození úrodnosti půd), snížení úživnosti prostředí	Narušení stability krajiny z hlediska jejího vodního režimu Rychlé odvádění vody (odvodnění a vysychání krajiny) Pokles hladiny spodní vody Eutrofizace vod Otevření krátkého cyklu vody
Vlivy vyplývající z chemizace zemědělství		
Chemizace	Ztráta druhové rozmanitosti bylin a plevelů, snížení potravní nabídky, snížení stavů drobné zvěře	Kontaminace vod (povrch. i podpovrch.)
Průmyslová hnojiva (N, P, Ca, K, Mg) - velké množství dodatekové energie - zejména vysoké dávky N	Nadměrné bujení a polehání rostlin Zvýšené nebezpečí povrchového odtoku (doškový efekt rostlin) Prodlužování doby růstu a zrání (problémy se sklizní) Eutrofizace krajiny Tvorba karcinogenních látek	Nadměrné bujení vodních rostlin Kontaminace podzemních vod, studní a povrchových toků (v půdě pohyblivý nitrátový anion) Eutrofizace řek, nádrží
Přetrvávání reziduí těžkých kovů (Cd, Hg, Pb), ale i BCB a DDT, pesticidy, atd.	Ovlivněn potravní řetězec	
Vlivy vyplývající z utužení půd		
Mechanizace a způsob sklizně plodin (velké, těžké a výkonné stroje)	Utužení půd, pokles půdní úrodnosti (poškození půdní struktury, růst objemové hmotnosti půdy a tím poklesu její pórovitosti), omezení infiltrace (vsak)	Snížení vzdušné a vodní kapacity půdy, zvýšení povrchového odtoku a zhoršení infiltrace vody do půdy, zhoršení retence vody do půdy
Utužení půd na svazích	Zvýšené riziko eroze	Povrchový odtok a smyv půdních částic a živin
Utužení půd v nížinách	Voda z jarního tání špatně zasakuje, tvorba louží, studená půda, opoždění prací	
Nepříznivé fyzikální vlastnosti půdy	Pokles biologické činnosti půdních mikroorganismů, snížení mineralizace organ. hmoty v půdě (tedy uvolňování minerál. živin obsažených v organ. hmotě), snižuje se odbourávání škodlivých reziduí pesticidů a inhibičních látek nacházejících se v půdě, zhoršená zpracovatelnost.	

Přestože zemědělství (resp. změny LU/LC) zejména kvůli ekonomickým zájmům negativně ovlivňuje a snižuje druhovou pestrost krajiny (Marada 2007; Falcucci et al. 2006), může být i zemědělská krajina navržena tak, aby mohla podporovat biodiverzitu fauny i flory, s neutrálním nebo dokonce pozitivním vlivem na zemědělskou produkci (Sherr, McNeely 2008). Ne vždy tedy musí být změny LC nutně chápány jen v negativním smyslu, protože kultivace krajiny často vytvářela a vytváří krajinu s pestrým souborem více či méně antropogenně ovlivněných stanovišť, a tím dochází ke zvýšení heterogenity původní krajiny a zvýšení její pestrosti a ekosystémové biodiverzity a umožňuje tak existenci i těch druhů, které by v původní krajině existovat nemohly (Lipský 1999). Stejně tak zemědělské a lesnické půdy (ve vhodných stanovištních podmínkách) mohou zásadně regulovat využití atmosférických srážek a jsou významnou složkou vodního hospodářství krajiny. Proto je potřeba zaměřit se na ekologicky citlivější systémy hospodaření (Carpenter et al. 2005), a to proto, že zemědělská krajina a zemědělské hospodaření v krajině poskytují důležité funkce povodí, jako je např. udržení kvality vody, regulace průtoků, dobíjení podzemních kolektorů, zmírnění povodňových rizik, zmírnění toků sedimentů a udržení sladkovodních druhů a ekosystémů.

Negativní dopad zásahů do struktury krajiny kvůli intenzifikaci zemědělství můžeme vidět hned za hranicemi v sousedním Polsku. Zde se potýkají s problémem celkového vysušení krajiny a ztráty retenční schopnosti krajiny v důsledku přeměny mokřých luk a mokřadů na zemědělskou půdu doprovázené vymizením 80 % rybníků v letech 1890-1960 (Ryszkowski, Kędziora 2008). Ztráta malých vodních nádrží (MVN) z krajiny narušuje kapacitu krajiny pro vodu – o jejich významu pro zvýšení retenční schopnosti krajiny ve své studii informují Kędziora a Olejnik (2002). Ze studie vyplývá, že nádrže zadržují vodu nejen v samotném tělese, ale zvyšují i retenci půdy v okolí nádrže. Dokonce může být zvýšení retence vody v okolní půdě větší, než je objem zadržené vody v samotné nádrži. MVN přispívají i k vzestupu hladiny podzemní vody a půdní vlhkosti v okolí nádrže, což následně působí na snížení půdní eroze. Další studie provedené na výzkumné stanici polské Akademie věd (IAFE, Poznaň) potvrdila význam MVN při zvýšení zadržovací kapacity krajiny v regionu Velkopolska v jarních podmínkách o 20 mm (20 l/ m² povodí). Navíc, s ohledem na oběh vody, může mnoho malých nádrží zvýšit intenzitu evaporace lépe než jedna velká nádrž o srovnatelné velikosti. Například, výpar ze 100 malých vodních nádrží, každá o rozloze 0,4 ha, v rámci klimatických podmínek Velkopolského regionu, byl o 30 % vyšší, než z jednoho velkého rezervoáru velikosti 40 ha (Ryszkowski a Kędziora 1996). Jak autoři uvádějí, takové zvýšení výparu vlivem MVN se na první pohled může zdát jako ztráta vody, ovšem musíme si uvědomit, že tato vypařená voda zvyšuje obsah vodní páry ve vzduchu, která následně zlepšuje šance na místní kondenzaci (rosu) a déšť, a to z hlediska výskytu i intenzity.

Této zkušenosti lze využít v podmínkách České republiky, kde jsou rybníky a celé jejich soustavy specifickým prvkem krajiny, i přesto, že plošně spolu s dalšími vodními plochami zabírají pouhých 2,1 % území (srov. Tabulka 5). Podrobněji se rybníkům věnuje následující kapitola 1.2.1.

V současné době dlouhodobého sucha a nedostatku vody v krajině je třeba zdůraznit ještě jeden fenomén, který s sebou tento stav přináší, a to je další zhoršování kvality vody stojatých vod. Dlouhodobý nedostatek srážek, jejich malá četnost i intenzita, způsobují, že průtok vody nádržemi se snižuje (málo srážek = žádný přítok). K tomu se přidává ještě úbytek vody v nádrži (vlivem výparu, odtoku) a vlivem těchto procesů se kvalita vody ještě víc zhoršuje, protože nedochází k takovému ředění jako při obvyklém stavu, ale celý objem vodního sloupce je ještě více zakoncentrován, čímž se dále zvyšuje eutrofizace spojená s dalšími negativními vlivy na biotu ve vodě.

1.2.1 Rybníky a jejich význam v krajině

Malé vodní nádrže (MVN), dříve nazývané prakticky výhradně rybníky, jsou charakteristickým prvkem české krajiny, které tvořily a tvoří významnou složku její ekologické stability.

Jejich počet i rozloha se v průběhu staletí měnily. Ve svém vrcholném období zaujímaly až 180 000 ha (16. a poč. 17. stol.). S rozvojem zemědělského hospodaření a postupným vysušováním krajiny poklesly plochy až na 35 000 ha (v r. 1850). V současnosti se v české krajině nachází zhruba 24 tisíc rybníků o výměře 52 000 ha.

Terminologie stejně jako informace o přesném počtu a zádržné kapacitě rybníků je složitá a nejasná. V případě rybníků jde o malé vodní nádrže (dle ČSN 75 2410 nádrže o objemu při normální hladině do 2 mil. m³ a největší hloubkou do 9 m) určené k chovu ryb (rybochovné nádrže), nicméně rybníkem se běžně nazývají i nádrže s jinými funkcemi (Tabulka 8). V práci je pojem rybník používán ve smyslu malých vodních ploch vyskytujících se na území ČR, popřípadě jsou vyčleněny pískovny, které byly také předmětem výzkumu, ale jsou svým charakterem odlišné [7] (viz. ČLÁNEK 4).

I přes dlouhou rybníkářskou tradici v české historii byl pojem „rybník“ poprvé legálně definovaný až v roce 2000 v novele zákona č. 102/1963 Sb., o rybářství - v zákonu č. 410/2000 Sb, §4. „*Rybníkem se pro účely cit. zákona rozumělo uměle vytvořené vodohospodářské dílo určené především k chovu ryb s přírodním dnem a s technickou vybaveností nutnou k regulaci vodní hladiny. Rybník je tvořen hrází a pozemkem, na kterém je hráze postavena, a dalšími technickými doplňky, přítokovou částí, odpadem, zatopenými pozemky na úroveň hladiny vody při návrhovém průtoku, popřípadě obvodovou stokou.*“

Obecně je vymezení a právní definování pojmu rybník v české legislativě poněkud problematické. Existuje celá řada právních předpisů, které operují s termínem rybník či vodní nádrž, v každém z nich jsou ale chápány odlišným způsobem a každý předpis má svou specifickou definici (pokud jí vůbec má).

Tabulka 8 – Dělení malých vodních nádrží (MVN) z funkčního hlediska a podle dominantní funkce nádrže (Zdroj: ČSN 752410 *Malé vodní nádrže; Příloha A*)

Dělení MVN dle funkce	
1. zásobní	vodárenské, průmyslové, závlahové, energetické, kompenzační, zálohové, retardační, aktivizační
2. ochranné (retenční)	poldry, protierozní, dešťové, vsakovací, nárazové
3. upravující vlastnosti vody (čisticí)	chladicí přehřívací, usazovací, aerobní biologické, anaerobní biologické, dočišťovací biologické
4. rybochovné	výtěrové, třecí, plůdkové před/výtažníky, výtažníky, komorové, hlavní, speciální komory, karanténní, sádky
5. hospodářské	požární, pro chov vodní drůbeže, na pěstování vodních rostlin, napájecí a plavící, výtopové
6. speciální	recirkulační, vyrovnávací, přečerpávací, rozdělovací, splavovací, závlahové
7. asanační	záchytné, skladovací, otevřeně vyhnívací, umělé laguny
8. rekreační	přírodní koupaliště, pro plavání a vodní sporty
9. krajinytvorné a v obytné zástavbě	hydromeliorační, okrasné, návesní rybníky, umělé mokřady, na ochranu bioty

Podle zvláštních právních předpisů je možné rybník pojímat jako pozemek (vodní plochu) nebo významný krajinný prvek (zákon č.114/1992 Sb.) s řadou nezastupitelných funkcí (akumulační, ekosystémové, ekologicko-stabilizační). V případě existence rybníkářství je půdním blokem či je možné jej zahrnout do zemědělského půdního fondu. S ohledem na zákon č. 254/2001 Sb. (vodní zákon), zákon č. 99/2004 Sb. (rybářský zákon) a zákon č. 183/2006 Sb. (stavební zákon) je vodním dílem a stavbou (popř. i věcí hromadnou skládající se z vodního díla hráz, „nádrž“ (nikoliv vodní nádrž) a blíže neurčených dalších technických zařízení) (Kladivová, Kult 2010). Pro základní přehled k problematice terminologie v právním systému ČR shrnuje Tabulka 9 alespoň základní právní normy, které jsou v tomto směru aktuální.

Přes všechny nesrovnalosti v terminologii, a s tím spojené problémy, je význam rybníků, a vlastně veškerých vodních ploch, v krajině zásadní, i přesto, že z hlediska krajinné struktury tvoří procenticky jen malou složku (163 865 ha).

Rybníky plní nejen produkční funkci, ale mají i význam jak z hlediska diversity ekosystémů, které spoluvytvářejí, tak i z hlediska celé krajiny (Tabulka 10). Často jsou stanovišti unikátních druhů rostlinných a živočišných společenstev. Hrají významnou roli při udržování určité stability krajiny, čištění vody, rekreace a estetiky (Janda, Pechar 1996; Pechar, Potužák 2006). Jedinečné jsou i svým působením na místní klima. Jako významná součást hydrologického systému povrchových vod přirozeně integrují veškeré dopady hospodářské činnosti v krajině (Potužák, Duras 2015). Intenzifikace hospodaření v krajině vedla k celkové eutrofizaci vod (Shafique et al. 2003; Pechar 2015). Zvýšený přísun živin vedl ke zvýšení koncentrací fosforu a dusíku, projevil se také v nárůstu biomasy planktonu a zvýšené produkci ryb.

Současný nárůst fytoplanktonu pak zase zpětně ovlivňuje trofické poměry nádrží, celkovou produkci i základní fyzikálně-chemické parametry kvality vody jako jsou průhlednost, pH a koncentrace rozpuštěného kyslíku (Pechar et al. 2002; Pechar 2015).

Tabulka 9 – Přehled právních norem týkajících se právního vymezení pojmu rybník

Zákon	Odkaz v zákoně	Definice v zákoně	Rybník chápán jako:
č. 99/2004 Sb., (o rybářství)	§ 2 písm. c)	<i>Rybníkem se rozumí vodní dílo, které je vodní nádrží určenou především k chovu ryb, ve kterém lze regulovat vodní hladinu, včetně možnosti jeho vypouštění a slovení; rybník je tvořen hrází, nádrží a dalšími technickými zařízeními.</i>	Vodní dílo
č. 254/2001 Sb., (vodní zákon)	§ 55 odst. 1	<i>Vodní díla jsou stavby, které slouží ke vzdouvání a zadržování vod, umělému usměrňování odtokového režimu povrchových vod, k ochraně a užívání vod, k nakládání s vodami, ochraně před škodlivými účinky vod, k úpravě vodních poměrů nebo k jiným účelům sledovaným tímto zákonem, a to zejména a) přehradu, hráze, vodní nádrže, jezy a zdrže</i>	Vodní dílo (stavba)
č. 183/2006 Sb., (stavební zákon)	§ 2 odst. 3	Technické požadavky pro vodní díla stanoví vyhláška 590/2002 Sb.	Vodní dílo
č. 114/1992 Sb., (o ochraně přírody a krajiny)	§ 3 odst. 1 písm. b	<i>Významný krajinný prvek jako ekologicky, geomorfologicky nebo esteticky hodnotná část krajiny utváří její typický vzhled nebo přispívá k udržení její stability. Významnými krajinnými prvky jsou lesy, rašeliniště, vodní toky, rybníky, jezera, údolní nivy.</i>	Významný krajinný prvek
č. 334/1992 Sb., (o ochraně zemědělského půdního fondu)	§ 1 odst. 3	<i>.. do zemědělského půdního fondu náleží též rybníky s chovem ryb nebo vodní drůbeže</i>	Součást zeměděl. půdního fondu
č. 344/1992 Sb.,	§ 2 odst. 3	<i>Člení pozemky podle druhů na ornou půdu, chmelnici, vinici, zahradu, ovocný sad, trvalý travní porost, vodní plochu, zastavěnou plochu a nádoří a ostatní plochu.</i>	Vodní plocha (chápaná jako druh pozemku)
č. 252/1997 Sb., (o zemědělství)	§ 3a	MZe vede tzv. evidenci půdy podle § 3a tohoto zákona, která slouží k ověřování správnosti údajů vedených v žádosti o dotace. <i>Základní jednotkou je půdní blok o minimální výměře 0,1 ha. Kromě zemědělsky obhospodařované půdy se jedná i o souvislou vodní plochu využívanou pro účely chovu ryb, vodních živočichů a pěstování rostlin ve vodním útvaru povrchových vod, pro účely provozování rybníkářství podle zvláštního právního předpisu (tj. zákona č. 99/2004 Sb.</i>	Druh zemědělské kultury (v evidenci LPIS)
	§ 3i písm. i)	<i>Rybníkem se pro účely zákona rozumí vodní dílo k chovu ryb, vodních živočichů a pěstování vodních rostlin, určené k provozování rybníkářství podle vodního zákona; pro účely evidence půdy se za hranice rybníka považuje obvod vodní plochy stanovený ve výši jeho provozní hladiny</i>	
Směrnice 2000/60/ES, (rámcová směrnice)		Ve smyslu rámcové směrnice jsou některé významné rybníky (významné prvky povrchové vody) o vodní ploše větší než 50 ha chápány jako jezera (vodní útvary povrchové vody stojaté)	Útvar povrchové vody stojaté
ČSN 46 6800		<i>Rybník je umělá vodní nádrž určená především k chovu ryb s možností úplného a pravidelného vypouštění.</i>	

Tabulka 10 – Význam a funkce rybníků v krajině

Funkce	Význam
Rybochovná	Produkce rybího masa, jako hodnotné potraviny
Protipovodňová ochrana a retence vody	Význam v územní protipovodňové ochraně – zachycení vody v povodňových situacích a transformování (zmenšení) povodňových průtoků Limitované erozi půdy a zanášením nádrží sedimenty – snížení akumulací a retenční schopnosti rybníků
Akumulační a retenční	Zásoba vody v krajině pro veškerou biotu
Ekologická	Zvyšují biodiverzitu krajinné struktury, zároveň svou přítomností v krajině a díky zásobní funkci vznikají v okolí rybníku ekosystémy s bohatou flórou a faunou
Klimatická	Vliv na mikroklima oblasti – účastní se malého vodního oběhu, vysoká evaporační schopnost, tvorba místních srážek
Hygienická - vliv na kvalitu vody	Díky ustálenému prostředí v nádrži vzniká specifický řetězec biochemických reakcí – zachycením a přeměnou živin se částečně účastní pochodů dočišťování povrchových vod
Recyklační	Zejména rybníky v zemědělské krajině mohou sloužit k recyklaci vody, živin a sedimentu
Rekreace a sport	
Krajinotvorná a estetická	Přestože se jedná o hospodářsky využívané umělé vodní nádrže vystavěné člověkem, vytváří rybníky v krajině harmonický prvek v přírodním systému. Jedná se o přírodě blízký ekosystém zvyšující ekologickou hodnotu a ekologickou stabilitu krajiny

Většina vodních ploch v ČR je charakteristická tím, že jde o uměle vytvořené nádrže, jejichž vnitřní prostor je zcela vypustitelný. Znamená to tedy, že v ČR nenajdeme, až na výjimky malých ledovcových jezer (Janský, Šobr et al. 2003) a několika dalších přirozených vodních ploch, nádrže přirozeného původu. Většina vodních nádrží vznikla uměle, přehrazením vodních toků, přeměnou mokřadů nebo v důsledku těžby nerostů (Krása 2013). Navíc se od přirozených velkých jezer značně liší, nejen svojí velikostí, která se, nepočítáme-li velké přehradní nádrže, pohybuje u většiny českých rybníků kolem jednotek maximálně desítek ha. Také jsou tyto vodní plochy typické svou malou hloubkou - v průměru kolem 1 m (max. hloubka nepřekročí 3 m), díky které nedochází k teplotní stratifikaci vodního sloupce, což je důležité pro rybářské hospodaření. Celý vodní sloupec je tedy většinou promícháván, v noci díky konvekci a během dne větrem, který i v malých rychlostech indukuje turbulentní míchání. Průhlednost vody většiny rybníků se pohybuje kolem 20-30 cm, což má dále souvislost s možnostmi sledování vodního sloupce metodami dálkového průzkumu Země a mocností vodního sloupce, respektive hloubky, ze které jsme schopni získat informace o kvalitě (tzv. informační vrstva vodního sloupce – viz kapitola 4.4).

1.3 Dálkový průzkum Země

Subkapitola předkládá základní přehled o daném tématu.

Obecně lze jako DPZ označit jakoukoli metodu, která zkoumá objekty a jevy na dálku prostřednictvím elektromagnetického záření a prostřednictvím senzorů bez přímého kontaktu s těmito jevy (Jensen 2000; Lillesand et al. 2004). Zpravidla je za DPZ považováno pořizování dat pomocí senzorů nesených družicovými systémy (ČLÁNEK 1, 2 a Kap. 3) či umístěnými na palubách letadel (ČLÁNEK 3, 4) nebo balónech a jejich následné zpracování a interpretace (Dobrovolný 1998). Nicméně patří sem i metody využívající nejrůznější terénní přístroje pro měření sledovaného targetu z malých výšek (jednotky až desítky cm). Příkladem takového senzoru je např. hyperspektrální spektrometr AvaSpec, který byl v práci využit k měření spektrální odpovědi z vodní hladiny přímo v terénu na zájmových lokalitách (viz kap. 4; ČLÁNEK 3, 4).

Při obecném porovnání leteckých a družicových dat lze říci, že letecké snímkování je operativnější, levnější a je schopné zachytit větší detaily. Satelitní snímkování zase zachytí větší plochu, je schopné zobrazit území v pravidelném časovém sledu a umožňuje dlouhodobé pravidelné pozorování [3].

Metody DPZ lze rozdělit podle nejrůznějších hledisek, jejichž shrnutí uvádí Obrázek 1. Ze schématu je patrné, že obor DPZ je poměrně komplexní, široký a interdisciplinární. Výběr vhodné metody, dat a volba nosiče, ze kterého data získáme, závisí zejména na účelu využití těchto dat. Lze však říci, že nejdůležitějšími parametry při výběru dat určitého družicového či jiného senzoru jsou bezesporu technické parametry snímacích zařízení. Základním parametrem je rozlišovací schopnost (prostorová, radiometrická, spektrální, časová). Od toho se pak odvíjí dále i velikost jednotlivé scény, pořizovací cena, atd. (viz ČLÁNEK 1). Pomocí DPZ lze získat dva druhy informací: (1) geometrické – tj. informace o poloze, tvaru, velikosti objektů a jejich vzájemném prostorovém uspořádání a (2) tematické – tedy např. informace o druhu vegetace nebo povrchu [3].

V disertační práci byly využity pouze pasivní optické senzory, které pracují v tzv. odrazové části elektromagnetického spektra (380-3000 nm). Tento rozsah se podrobněji může členit na části: viditelnou (VIS, 400-720 nm), blízkou infračervenou (NIR, 720-1300 nm) a střední infračervenou (MIR, 1300-3000 nm) [5]. Rozsah jednotlivých spektrálních oblastí je obecný a v různých aplikačních odvětvích se může lišit, jako je tomu například právě v případě DPZ vodního prostředí, kde je za hraniční hodnotu oddělující červené viditelné a blízké infračervené záření považována hodnota 700 nm. Při studiu literatury z různých oblastí DPZ (např. voda, vegetace, horniny) toto může být někdy matoucí, zejména díky tomu, že obecně je voda v IR oblasti považována za absolutně černé těleso, tzn., že veškeré záření absorbuje a nic neodráží.

Ve vědecké komunitě zabývající se hodnocením turbidních vod jsou ale např. právě tyto vlnové délky používané pro odhad množství chlorofylu ve vodě (Kap. 4).



Obrázek 1 – Rozdělení metod DPZ a přehled obrazových dat
(zpracováno dle Dobrovolný 1998; Jensen 2000)

Každý objekt na zemském povrchu dopadající světlo různým způsobem absorbuje (pohlcuje), odráží nebo jím záření může procházet. Do jaké míry je záření absorbováno, pohlceno nebo odraženo, záleží na několika faktorech. Jednak na vlnové délce záření, dále na materiálu, stavu daného povrchu (vlhkost, stáří, příměs znečišťujících látek, atd.) a také na úhlu dopadu [3], [5].

Pro dálkový průzkum Země je rozhodující záření odražené. Klíčovou charakteristikou používanou k identifikaci objektů, které odráží záření, je spektrální odrazivost (reflektance). Prakticky všechna distanční měření ve viditelné části spektra mohou být převedena na reflektanci (kap. 4.3), která je standardní optickou vlastností související se složením látek či povrchů. Odrazové vlastnosti povrchů v závislosti na vlnové délce a na fyzikálních a chemických vlastnostech povrchů formují tzv. spektrální chování, které můžeme popsat pomocí křivky spektrální odrazivosti [3]. Každý objekt na Zemi má specifický tvar spektrální křivky, jinak také tzv. spektrální signaturu [6]. Tato reflektanční křivka zobrazuje závislost odrazivosti na vlnové délce, popisuje odrazivost (případně emisivitu) daného povrchu v celém spektru používaných vlnových délek [3].

Porovnání křivek reflektance různých objektů lze využít k jejich rozlišení. Různých absorpčních a rozptylových vlastností objektu v různých vlnových délkách se zase využívá při výběru vlnové délky, ve které je vhodné data o zájmovém objektu získávat [7].

Využívání DPZ pro nejrůznější ekologické aplikace má v Česku i ve světě již poměrně dlouhou tradici. U nás se využívá především v otázkách hodnocení krajiny, zpravidla k hodnocení strukturálních charakteristik krajiny, jako jsou tvar a distribuce jednotlivých typů krajinného krytu, případně pro odhad množství celkové biomasy [1]. Díky tomu, že lze měření periodicky opakovat, lze kromě vyhodnocování aktuálního stavu sledovat i změny, které v zájmových oblastech nastaly v čase. Metodami DPZ lze hodnotit nejenom strukturu krajiny, ale také funkční aspekty, tedy ty projevy krajiny, které jsou dané jejím biofyzikálním stavem a přeměnou sluneční energie na povrchu (Brom et al. 2012). V hydrologii byly v našich podmínkách zjišťovány možnosti využití DPZ zejména při monitorování povodní (Langhammer et al. 2005). Doposud však dálkový průzkum Země nebyl využit pro sledování kvality vody v malých vodních nádržích v podmínkách České republiky [6].

Hlavní charakteristiky dat DPZ

Spektrální rozlišení udává, ve kterých částech spektra jsou data nasnímána, jak široká jednotlivá pásma jsou (rozpětí vlnových délek) a kolik pásem obsahují [3]. Podle počtu spektrálních pásem použitých při distančním měření mohou být optické systémy rozděleny na panchromatické, multispektrální nebo hyperspektrální. Spektrální rozlišovací schopnost je důležitá pro rozlišení jemných detailů a obecně můžeme říci, čím větší spektrální rozlišení, tzn. čím více spektrálních pásem, tím větší detail jsme schopni na snímku rozlišit.

Panchromatické snímky jsou pořizovány v širokém rozsahu vlnových délek (jako jeden kanál). Nejčastěji v celém rozsahu VIS a částečně IR záření. Světlo všech barev je tak zachyceno do jednoho obrazu a výsledkem je černobílý snímek (vizuálně připomíná černobílou fotografii). Spektrální informace (barva) je díky tomu ztracena (www.crisp.nus.edu.sg). Měřená veličina je vyjádřena jako zdánlivá jasnost (brightness, vyjádřena v různých stupních šedi), která odpovídá DN hodnotě příslušného pixelu a vztahuje se k intenzitě slunečního záření odraženého objektem (více viz kap. 3.1.1). Pokud tedy objekty záření pohlcují (málo odráží), na snímku se jeví jako tmavé, naopak plochy s velkou odrazivostí se jeví jako světlejší. Hlavním typem informace při interpretaci snímku se tak stává radiometrická informace (rozdíly v intenzitě záření).

Multispektrální a hyperspektrální snímky jsou pořizovány multikanalovými senzory s několika spektrálními pásmy, každé citlivé k záření úzkého vlnového pásma. Výsledný snímek je vícevrstevný a obsahuje nejen radiometrickou informaci (brightness), ale i informaci spektrální (barva). Rozdíl v multispektrálních a hyperspektrálních datech je v počtu a rozsahu pořizovaných pásem.

Multispektrální senzory pořizují soubor několika snímků (stejného území) v různých nepřilíh úzkých částech spektra (tzv. pásma nebo kanály). Tato data jsou v současnosti nejvíce používanými daty v DPZ. Zejména i díky tomu,

že některé senzory poskytují data zdarma. Příkladem jsou snímky družice Landsat, které jsou volně ke stažení na stránkách USGS [3].

Oblast DPZ využívající hyperspektrální senzory se v odborné literatuře označuje jako zobrazovací spektrometrie či spektroskopie nebo jako hyperspektrální DPZ (van der Meer, de Jong 2001). Hyperspektrální data obsahují řádově stovky velmi úzkých spektrálních pásem, skládaných těsně vedle sebe. Z každého pixelu snímku díky tomu lze získat spojitě spektrum v celém rozsahu měřených vlnových délek. To umožňuje zkoumat a odhalit větší detaily.

Z velké části jsou hyperspektrální senzory umístěné na palubě letadel. Příkladem těchto senzorů jsou HyMap, AISA nebo APEX. Představitelem družicového hyperspektrálního senzoru je Hyperion [3].

Prostorové rozlišení udává velikost nejmenšího prvku (pixel) ve scéně, tedy definuje minimální velikost objektu, který může být na snímku identifikovaný [2], [3],[5]. Velkou roli v tom, jak detailní informaci získáme, hraje vzdálenost cíle a snímacího zařízení. Při snímkování z velké vzdálenosti (družice) získáme obraz poměrně rozsáhlého území, ale ne příliš velký detail. Většího detailu lze dosáhnout s využitím leteckých dat, ale pozorování je naopak omezeno na menší území [3].

2 Hodnocení struktury krajiny metodami DPZ

Zemědělské aktivity a s nimi spojená podoba krajinné struktury jsou klíčovým faktorem, který má vliv na hydrochemické poměry v povodí. Důležitá je tedy nejen samotná prostorová struktura krajiny (LC), rozsah a typ vegetačního krytu, ale také využití krajiny, resp. povodí, pro lidská sídla, průmysl atd. (LU).

DPZ metody umožňují klasifikaci vegetace a sledování jejích změn na rozsáhlých územích. Nejčastěji jsou při studiu zemědělské krajiny využívány optické multispektrální systémy. Jejich výběr pro klasifikaci vegetačního krytu je limitován zejména technickými vlastnostmi senzorů.

ČLÁNEK 1 se zabývá obecně problematikou studia zemědělské krajiny pomocí metod dálkového průzkumu Země. Uvádí faktory, které ovlivňují výběr distančních dat, přehled dostupných družicových systémů využívaných k mapování zemského povrchu a přehled metod mapování vegetace. Rozebírá také nejčastější problémy, které mohou ovlivnit přesnost klasifikace krajinného krytu.

Vlastní klasifikaci zemědělských plodin se zabývá ČLÁNEK 2. V této studii byla ověřena možnost použití družicových dat systému LANDSAT a podkladových terénních dat pro klasifikaci vegetace až na úroveň jednotlivých plodin. Na vybraném zájmovém území byla vyhodnocena druhová skladba zemědělských plodin, jejich plošné zastoupení a prostorové uspořádání. ČLÁNEK 2 uvádí metodiku klasifikace družicové scény, výsledky klasifikace a jejich porovnání s klasifikací provedenou pouze na základě terénního šetření.

Studie ukazuje, že multispektrální distanční data mohou být s úspěchem využita pro hodnocení struktury krajiny. Při zohlednění určitých výhod, které s sebou metoda nese (velký prostorový záběr, rychlost zpracování, dostatečná přesnost) je tato metoda využitelná i pro další práce a studie, které vyžadují znalost krajinné struktury. Parametry vlastní kategorizace je možné upravit podle požadavků konkrétní studie, neboť lze hodnotit jak obecnější kategorie ve smyslu využití území (např. les, voda, zástavba, orná půda), tak i vyklasifikovat detailní složení vegetačního krytu až na úroveň jednotlivých zemědělských plodin. Podmínkou detailního mapování jsou ovšem kvalitní podpůrná data

ČLÁNEK 1

Use of remote sensing methods in studying agricultural landscapes – a review

Vinciková H., Hais M., Brom J., Procházka J., Pecharová E. 2010. Use of remote sensing methods in studying agricultural landscapes – a review. *Journal of Landscape Studies* 3: 53-63. ISSN 1802 – 4416

Use of remote sensing methods in studying agricultural landscapes – a review

Hana Vinciková^{1*}, Martin Hais², Jakub Brom^{1,3}, Jan Procházka¹, Emilie Pecharová¹

¹University of South Bohemia, Faculty of Agriculture, Department of Landscape Management, Studentská 13, 370 05 České Budějovice, Czech Republic,

²University of South Bohemia, Faculty of Science, Department of Ecosystem Biology, Branišovská 31, 370 05 České Budějovice, Czech Republic

³ENKI o.p.s., Dukelská 145, 379 01 Třeboň, Czech Republic

Abstract

One of the advantages of remote sensing in agricultural applications lies in its ability to classify and track changes occurring over large areas. Remote sensing is commonly used for crop classification, for yield forecasts, and also for monitoring post-harvest residues and on-site meteorological conditions. Land cover evaluations are most often performed using data from multispectral optical systems of sufficient spectral resolution. To improve the spatial resolution, hyperspectral and radar data is often used. The classification accuracy of vegetation cover is influenced not only by the technical parameters of the sensors but also by the physical and biological characteristics of the vegetation that is scanned, and by the conditions in the locality. Satellite data conveniently supplies terrestrial information, and as the technologies for acquiring and processing this information are continuously improving, they have huge potential in landscape monitoring. In this paper, we summarize studies in the field of agricultural landscapes and their vegetation cover with the use of remote sensing. Methods of vegetation mapping based on the spectral behaviour of plants are discussed, and issues and factors that may affect classification are also dealt with.

Key words: Remote sensing; Land cover; Land use; Satellite data; Vegetation; Image fusion.

1. Introduction

Remote sensing data is nowadays an important source of information in many agroenvironmental studies. It is used for vegetation monitoring and for mapping land cover from a regional level to a global level (Teillet et al., 1997; Lillesand et al., 2004). Remote sensing (RS) is in general defined as the process of acquiring information about an object, area or phenomenon without being in physical contact with it (Lillesand et al., 2004;

Campbell, 2002). RS is most often understood as a means of data acquisition with the use of airplanes, balloons and satellite systems, with subsequent processing and interpretation.

In connection with GIS (Geographical Information System), remote sensing may be a useful tool for classifying land cover. The accuracy of such studies is conditioned by the amount, extent and accuracy of both satellite data and

* Corresponding autor; E-mail: hanavincikova@seznam.cz
Available online at: www.centrumprokrajinu.cz/jls/

supplementary data, and also by the classification algorithms. In satellite systems, the key parameters of the remote data are the spatial, radiometric, spectral and temporal resolution (Jensen, 2000). The classification algorithms also cover a range of possibilities.

1972 was a crucial year for vegetation research and for Earth surface research. This is when ERTS (later Landsat 1), the first satellite for research on the Earth's natural resources was put into orbit. This satellite initiated a massive development of satellite Earth sensing (Jensen, 2000). Other Landsat programme satellites followed and, in the 1980s, the French SPOT satellite system was launched, along with other systems. Recent years have seen major developments of commercial satellites that supply satellite data in various resolutions and in various combinations of spectral bands. The data is available for use in various applications (<http://www.satimagingcorp.com>, <http://www.eurimage.com>, <http://www.geoeye.com>). In environmental and agricultural applications and in research on land cover, satellite data enables direct repetitive monitoring of the Earth's surface. It is thus possible to detect crops and their condition throughout a season, to estimate yields (the amount of biomass), to detect changes, to monitor surface drains, to analyze soil conditions, to evaluate the spatial structure of the land cover, to classify crops into categories down to individual crop types, or to identify vegetation infested by insect pests (Franklin et al., 1995).

2. Factors influencing satellite data choice

When selecting satellite data for various purposes, we draw on specific technical parameters of the satellite measuring apparatus. Resolution is one of the most important parameters. The parameters of sensors are defined by a set of four resolution characteristics, which are decisive for their actual use.

Spatial resolution defines the size of the smallest segment (pixel) in the recorded scene. It thus defines the minimum size of an object that may be spotted and identified in the scene (Jensen, 2000). High-resolution data (1m per pixel and less in panchromatic mode) can be used for analysing the spectral response of individual crops. Data of moderate spatial resolution (generally 100–10m per

pixel) is used for evaluating various types of land cover. Finally, data of low spatial resolution (1000 – 100m) is a tool for research on global changes (Lillesand et al., 2004). Spatial resolution not only defines the degree of detail that the data can express. Due to the limited capacity of the acquired data volume it also correlates inversely with the size of the scanned area.

Spectral resolution affects the amount and type of thematic information obtainable from a satellite scene (distinguishing between different types of vegetation, etc.). It defines the number and the width of the spectral intervals (bands) that are used (Jensen, 2000). A sensor is characterized not only by the number of bands but also by their position in the electromagnetic spectrum. According to the number and extent of the spectral channels, we divide RS data into panchromatic (describing the reflectance in one spectral band, usually in the visible (VIS) or near infrared (NIR) spectrum), multispectral (describing the reflectance in at least three spectral bands, which usually include the VIS and infrared (IR) part of the optical spectrum) and hyperspectral (describing the reflectance in tens to hundreds of very narrow spectral bands with a focus on differentiating very fine characteristics of the Earth's surface) (Jensen, 2000). Unfortunately, the spatial resolution is often much worse in multispectral and hyperspectral data than in panchromatic data. According to the extent of the spectral bands, Asrar (1989) divides data recordings (and subsequently also RS subject areas) into optical (including VIS 0.4 – 0.7 μ m, near IR 0.7 – 1.5 μ m and middle IR 1.5 – 3 μ m), thermal (3 μ m – 1mm) and microwave (radar) RS (1mm – 1m).

Radiometric resolution determines the value scale (gray shades) of each pixel in the scene, indicated in bits (bit/pixel). It is defined by the sensitivity of the detector and the amount of incident radiation that is recorded. The best (16bit) information about radiometric resolution is provided by the ERS and Envisat satellites, together with the Hyperion sensor, which is carried by the EO-1 satellite. The standard in most other commercial satellites with high resolution is 11bit (IKONOS, QUICKBIRD, ORBVIEW-3 etc.). Satellites with middle spatial resolution usually provide 8bit data.

Temporal resolution characterizes how often a system records data from the same area, i.e. the time interval between two subsequent revisits of the sensor (<http://www.satimagingcorp.com>). Geostationary satellites have the highest resolution, and are able to scan one area in minutes or tens of minutes. In satellites on polar orbits, it is possible to improve the temporal resolution significantly by turning the sensors to the sides, as in the SPOT 5 satellite. Scenes of the same area in different periods provide unique information for detecting changes such as the development of cloud systems, fires, erosion, the development of riverbeds or changes in percentage of forest cover. In such cases the temporal resolution may be the limiting factor. It may also cause problems when it is necessary to compare land covers of the same phenophase in different years (Justice et al., 1985; Xin et al., 2002). The situation is also complicated by changing cloud cover, which can make the recording unusable (Moulin et al., 1997).

The main advantage of satellite data is its ability to record a large area at one time. We can thus choose data from a wide spectrum of satellite systems that can be used for studies at local, regional as well as global levels. The size of the scene and the corresponding size of the pixel (spatial resolution) are important. Other parameters for the selection of satellite scenes may then be demanding for pre-processing and evaluation. Their price and format, or the time needed for acquisition or delivery, will be decisive.

3. Overview of available satellite systems

Land cover is most often classified and analysed by multispectral optical systems. Recently, hyperspectral and radar data has been made use of. The main RS techniques, their advantages and limitations, together with information about data prices are summarized in the report by Malthus et al. (2002).

Optical data is mostly divided into three main groups, according to spatial resolution (see above). Data with low to moderate spatial resolution, covering tens of kilometres to hundreds of metres, is used for agricultural applications, in particular for monitoring vegetation conditions and development, crop modelling and yield forecasting on a large scale. Meteorological satellites used for vegetation mapping include one of the oldest low-

resolution meteorological systems, NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration), AVHRR, sensing in VIS, IR and three thermal bands (Campbell, 2002). VIS and IR bands are primarily used for cloud identification, but may also be used for calculating spectral vegetation indices (e.g. NDVI) and thus for estimating amounts of biomass (green matter) or the Leaf Area Index (LAI) on a global scale (Vohora, Donoghue, 2004). They may also be used for monitoring cultivated crops, the progress of phenophases (phenological phases) (Shibayama et al., 1999; Xin et al., 2002; Dymond et al., 2002), or for estimating the yield of farm products (Seiler et al., 2000).

High spatial resolution data (tens of metres) is used in a wide spectrum of applications on a regional level – e.g. for regional mapping of conditions, development and changes in landscape (land cover/land use), regional planning, city development monitoring, vegetation conditions (Zerger et al., 2009; Lelong et al., 1998; Yang et al., 2003) and development monitoring, farm land mapping and crop classification (Vancutsem et al., 2009; Rogan et al., 2008), forest condition monitoring and forest ecosystem classification (Schlerf, Atzberger, 2006), monitoring of mining, geological mapping (Nikolakopoulos, Tsombos, 2008), geomorphologic mapping, natural disaster impact mapping, etc.

One of oldest satellite systems most frequently used for agricultural purposes is LANDSAT. It provides the longest time sequence of remote sensing data (since 1972). This is why the satellites are often used for land cover classification (Oetter et al., 2000; Knorn et al., 2009) and for detecting changes in land cover/land use (Cihlar et al., 2000). The data continuity of the Landsat system is at risk because of problems with two satellites of the system on the orbit – the old Landsat 5 satellite and Landsat 7, which has suffered damage. In addition, the thermal channel with which Landsat 5 and 7 are equipped is not planned to be included in the equipment of the LDCM (Landsat Data Continuity Mission), the satellite that is to take over the scientific challenges of Landsat 5 and 7 (Wulder et al., 2008). There are other sensors with high spatial resolution with similar parameters to Landsat – ASTER, carried by the TERRA satellite, and ALI, carried by EO-1 (Nikolakopoulos, Tsombos, 2008). ASTER provides data in even

better resolution (15m) in multispectral mode, and its spectral resolution is higher than in Landsat (14 bands). This can be used in quantitative analyses such as for determining land cover types, or for monitoring vegetation and ecosystem dynamics. The ALI sensor (Advanced Land Manager) was developed for the next generation of the Landsat system, and thus has similar parameters (30m resolution). It can be used as an alternative to Landsat data in cases when it is not necessary to monitor large areas, because ALI has a much narrower scanning area (37km) than the 185 km scanning area of Landsat. Resourcesat-1 – the newest satellite of the IRS (Indian Remote Sensing) system, launched in 2003 – was intended particularly for agricultural applications. In the VIS and NIR parts of the spectrum Resourcesat-1, using a LISS-IV sensor, scans with very high resolution (5.8m). In middle IR (LISS-III), this satellite scans with resolution of 23.5m, while the width of the scanned area is 141 km. These sensors supply data useful for applications examining vegetation, such as yield assessment and crop identification. In small-scale data recording in middle IR, the AWIFS sensor with 56m resolution and width of the scanned area of 740 km is used. The SPOT satellite system (the two latest satellites, SPOT 4 and 5, are currently in operation) forms a transition between Landsat and systems with very high resolution (Ikonos, QuickBird). They may also serve as a compromise when it is not necessary to obtain data with the highest spectral resolution, such as the data supplied by the HYPERION sensor. The major advantage is that SPOT data offers a balance between scene size with high spatial resolution and relatively good spectral resolution for large areas (60x60 or 60x120 km). Thanks to the distribution of the SPOT satellites and the frequency of their scanning, an image can be obtained of any place on Earth every day (<http://www.satimagingcorp.com>).

The last group of optical data has very high resolution of about one metre. Satellites used for this purpose record data either only in panchromatic mode (KOSMOS, EROS, CARTOSAT-1, WorldView-1) or in a combination of panchromatic and a multispectral regime (FORMOSAT-2, IKONOS, OrbView-3, QuickBird, KOMPSAT-2 etc.). Most of the data is 11bit data; only FORMOSAT-2 provides 8bit scenes and EROS B and KOMPSAT-2 provide

10bit data (<http://www.spotimage.com>). Such data may be used for local-scale applications, detailed mapping, precise farming and farming activity inspection, spread vegetation mapping, soil erosion mapping, and also in many other fields (building industry, humanitarian aid, urbanistic studies and 3D city models, forestry, insurance, etc.).

Currently the highest resolution is provided by GeoEye-1 satellites (41 cm in panchromatic mode and colour images with resolution of 1.65 m), and WorldView-1 satellites of the Digital Globe company but only in a panchromatic regime with 0.5 m resolution (www.digitalglobe.com).

The ALOS satellite has provided a combination of optical and radar data since 2006. It carries two optical sensors (panchromatic PRISM, AVNIR-2 radiometer) that can scan during the day, and one radar (PALSAR) also suitable for scanning under any weather conditions and at night. The spatial resolution of panchromatic data is 2.5 m in nadir; multispectral data has resolution of 10 m, and the resolution of radar data ranges from 10 to 100 metres (<http://earth.esa.int>).

Obtaining data from the microwave part of the spectrum has many advantages, and for this reason the use of radar data in vegetation studies has been increasing recently (Walker et al., 2007). Scanning in long wavelengths from approx. 1 mm to 1 m (Lillesand et al., 2004) and the low frequency of microwave radiation enable radars to acquire data without being limited by cloud cover, weather conditions (based on wavelength) or nighttime. Thus this type of data complements optical data well. Based on different reflective and emissive characteristics of objects on the ground in optical and microwave parts of the spectrum, it is possible to distinguish between objects that seem to be similar in the visible part of the spectrum only. The spatial resolution of radar scenes from the older system was around 10 m and more (ENVISAT, RADARSAT-1, ERS). The resolution has been improved lately. Today, commercially available data has resolution of 1–3 metres (RADARSAT-2, TerraSar-X, COSMOSkyMED). It is not suitable to make exclusive use of radar data in vegetation mapping, but, in connection with optical data, radar data improves the resulting classification. As for low spectral resolution, it is not possible to differentiate individual types of growth; it is only possible to identify the borders of fields (Hong et al., 2007). Multitemporal radar scenes of the same

area may be used for detecting changes (Simone et al., 2002).

The main advantages of hyperspectral data over multispectral data are their high spectral resolution and, above all, their continuous nature (Erives, Fitzgerald, 2005; Turner et al., 2003; Lawrence et al., 2006). For each of the pixels of the scene, it is possible to obtain a continuous spectrum, directly comparable to the field data recorded by laboratory spectrometers (Crouvi et al., 2006). So far, the only commercial satellite sensor providing hyperspectral scenes of high radiometric accuracy is Hyperion, which is carried by NASA (National Aeronautics and Space Administration) EO-1 satellite (<http://eo1.gsfc.nasa.gov/>).

4. Vegetation mapping

Vegetation mapping is based on knowledge of the reflectance differences between vegetation types in different intervals of the electromagnetic spectrum. The spectral behaviour of vegetation is characterised primarily by a marked increase in reflectance in the near infra-red part (0.7–1.1 μm) and very low reflectance in the visible part of the electromagnetic spectrum (0.43–0.66 μm) (Meer, Jong, 2001). The reflectance of green plants is lowest in the blue and particularly in the red part of the visible spectrum, because of the high absorption of radiation of photosynthetic pigments (Meer, Jong, 2001).

Healthy vegetation is manifested by a high increase in reflectance between VIS and NIR, which is called the “red edge”. For the purposes of comparability, the red edge is quantified as one value (red edge inflection point). Methods for calculating it are given e.g. by Meer, Jong (2001). The spectral behaviour of plants is influenced by many factors, which may variously modify the characteristic reflectance signature of healthy vegetation: type of vegetation, inner and outer structure of vegetation, health condition of plants, water content, spatial distribution of vegetated and non-vegetated areas, leaf area index, leaf angle distribution, etc. (Jensen, 2000; Asner, 1998; Sims, Gamon, 2002). The RS of vegetation can be used for mapping changes during a growing season and also throughout the year, for monitoring abnormalities such as soil compaction, watering problems, plant stress (Lelong et al., 1998) or weed and invasive plant species distribution (Lawrence

et al., 2006, Underwood et al., 2003) etc. There are various classification methods, from visual interpretation of remote scenes to automatic classification by means of various calculation algorithms.

Vegetation indices

A commonly-used vegetation mapping method is based on vegetation indices calculated from multispectral or hyperspectral data. Through vegetation indices, the main features of vegetation spectral signatures are emphasized. These indices mostly express the relation between red (600–700nm) and NIR (700–900nm) reflectance. While irradiance is strongly absorbed by chlorophyll in the visible red band, reflectance increases sharply in the NIR part of the spectrum (Meer, Jong, 2001). Reflectance is also strongly affected by water content in plants (Asner, 1998; Bowyer, Danson, 2004). The general rule is that the lower the water content, the higher the reflectance (Jensen, 2000).

The most commonly used vegetation indices are RVI (Ratio Vegetation Index), DVI (Difference Vegetation Index), LAI (Leaf area index) (Yang et al., 2007), NDVI (Normalized Difference Vegetation Index), SAVI (Soil Adjusted Vegetation Index) and Tasseled Cap (Dymond et al., 2002; Suming, Sader, 2005).

The most widespread index is NDVI, defined as $(\text{NIR}-\text{RED})/(\text{NIR}+\text{RED})$ (Tucker, 1979), which is used for monitoring vegetation conditions and land cover changes. Teillet et al. (1997) present the NDVI index as an indirect tool for studying the biophysical features of vegetation and their connections to biomass distribution, LAI, primary productivity, photosynthetic radiation, CO_2 and ecological and climatic parameters. Because of different spectral (different width of the sensed bands) and spatial (different scale) resolution and radiometric processing of the data, it is not possible to make a direct comparison of NDVI calculated from data gathered by different sensors.

Bannari et al. (2006) give examples of indices used in agroenvironmental studies for mapping crop residues: Brightness Index (BI), Cellulose Absorption Index (CAI), Normalized Difference Index (NDI), Soil Adjusted Corn Residue Index (SACRI), Modified Soil Adjusted Corn Residue Index (MSACRI) and Crop Residue Index Multiband (CRIM). These indices use the NIR and SWIR reflectance values to show distinct spectral

characteristics associated with the cellulose and lignin content in crop residues. However, the accuracy of these indices is usually low. They cannot distinguish a spectral mixture of different materials in the same pixel. Vegetation indices may also serve as a basis for further landscape analyses. Land Surface Emissivity is one example. It is important for surface temperature, energy balance and land cover evaluations, and also for other agroenvironmental studies. It is also used in methods for atmospheric correction. Valor and Caselles (1996) showed a relation between surface emissivity and vegetation indices (NDVI, SAVI) and other methods of vegetation cover mapping (e.g. Spectral Mixture Analysis). They also presented the Temperature/Emissivity Separation (TES) algorithm, which is used for creating land surface emissivity images, a standard product of the ASTER sensor provided by the NASA company. However, this product is not suitable for agricultural purposes because of scaling problems (Jiménez-Muñoz et al., 2006).

Data classification

There are many kinds of image classification, from traditional automatic per-pixel methods (including supervised, unsupervised and hybrid classification) to relatively new automatic machine learning methods or object classification. The aim of the classification is to find and merge objects with similar characteristics into classes that describe various sorts of objects on the Earth's surface. The most widely-used classifiers are those based on spectral behaviour (spectral pattern recognition). Other classifiers may use spatial pattern recognition or temporal behaviour of objects, as in the case of crops, where spectral and spatial parameters typically change in time (Jensen, 2000). Traditional image classification methods are based only on knowledge of the spectral characteristics of the objects of interest. They work with original bands or bands calculated by transformation of the original bands, and cannot combine data of different types (Jensen, 2000). Automatic classification methods categorize each pixel into a defined class (supervised) or a cluster (unsupervised) just on the basis of the values of the classified pixel in the processed bands, without considering the characteristics of the surrounding pixels. For this reason, this process is also called "per-pixel" or "hard" classification (Tatem et al.,

2001; Zhang et al., 2008).

The use of supervised classification in many applications is limited by the choice of a suitable algorithm. Mean spectral values of various classes in distance-based classifiers, and variance in addition to probability-based classifiers as a decision rule, are therefore used (Castillejo-González et al., 2009). For angular-based classifiers (SAM, CAC), the classification decision rule based on spectral angles formed between the reference spectrum (endmembers or spectral library) and an unclassified pixel is used. SAM (Spectral Angle Mapping) is relatively insensitive to illumination and albedo effects (South et al., 2004). CAC (Cosine of the Angle Concept) incorporates in addition the length of the reference signatures, which supplies additional information to the classification. South et al. (2004) present this classifier as a method suitable for discriminating objects with a similar spectral manifestation (soil and senescent crop residues).

Unsupervised classification algorithms (e.g. K-means, ISODATA) are used to create spectrally separated categories (or spectral classes) without direct intervention of the user (Castillejo-González et al., 2009). There are more spectral classes in images with unsupervised classification than in images with supervised classification. Unsupervised classification is therefore suitable for revealing very small differences between classes of external similarity. Vancutsem et al. (2009) used the ISODATA algorithm for classifying vegetation types in a series of scenes from the SPOT Vegetation satellite. Daily data acquisition allows complete temporal characterization of vegetation.

Various types of input data can be used in machine learning algorithms (e.g. ANN, DT). It is possible to combine data from the optical part of the spectrum with radar or morphometric data generated by processing a digital terrain model. As these methods are non-parametric, normal distribution of the input data is not required.

The use of artificial neural networks (ANN) in land cover mapping is mentioned e.g. by Carpenter et al. (1999). Neural network methods may also be used for mapping land cover changes or for estimating biophysical parameters (Fernandes et al., 2004). ANN can also be used for classifying different crops or for identifying weeds (Yang et al., 2003).

Decision trees (DT) is a supervised classification

method that requires extensive well-balanced training data to perform adequately. The most commonly used algorithms for land cover evaluation are the S-Plus classification tree (Rogan et al., 2008), the C4.5 classification tree, or classification and regression trees (C&RT, Hansen et al., 2000; Homer et al., 2002; Yang et al., 2003). DT methods may be used for classifying hyperspectral data, where their continuous nature allows us to find information about physical parameters (such as crop cover, crop health, soil moisture, and temperature). They can then be used in agriculture for planning operations such as fertilization, ploughing, chemical protection or treatment of crop residues.

Hyperspectral reflectance measurements may be used as a direct input into DT classifications, and provide even higher accuracy than DT based on the NDVI vegetation index (Yang et al., 2003). Lawrence et al. (2006) shows some advantages of the BCC (Breiman Cutler Classification) methods over other classification tree-based attitudes, e.g. in classifying invasive plant species.

Object-based methods for image analysis have the advantage of incorporating the spatial context and mutual relationships between objects (Blaschke, 2010). Apart from spectral information, they also use shape, texture and topological data. Conchedda et al. (2008) used these classification methods for mapping land cover and changes in land cover using SPOT XS in the Definiens Professional software environment (Definiens 2006). Land cover and vegetation (locality conditions) change analysis with the use of multispectral aerial scenes analysed by object classification are presented by Walter (2004) and by Stow et al. (2008).

With the increasing amount of commercially-available data, new methods for classifying land cover in various extents are continuously developing. Land cover evaluation of large areas using the Chain classification method is presented by Knorn et al. (2009). Chain classification is a new approach to the classification of land cover on large areas. This method uses the classification of one image to train a classifier for the neighbouring images. The approach is simple, as it only requires accurate georeferencing of scenes and no atmospheric correction. Chain classification can also be used for classifying images from different sensors with different radiometric or geometric

resolutions in the same chain, as long as sufficiently large overlap areas exist between them. The method has been used for forest vegetation, but is also usable for other types of vegetation cover (Knorn et al., 2009).

Problems of vegetation mapping

Problems and factors that may affect accurate vegetation cover classification are linked to technical features of the sensors and to the selection of a suitable classification method. Mapping is also influenced by the physical and biological characteristics of the locality and by the vegetation itself.

The **spectral characteristics** of crops are influenced by the chlorophyll and water content, and they therefore change in the course of the growing season. For better identification, it is beneficial to use a set of scenes acquired throughout the growing season of the studied crop. Best results for crop identification may be achieved during the phase of full vegetation development, when the influence of the soil on the spectral reflectance of the habitat is lowest. The exact time of full development, however, differs from crop to crop. The problem in crop classification linked to the differences in spectral reflectance due to uneven crop maturation and differences in the growth phase of plants within a single field or among different surfaces (caused by different date of sowing) are presented by Nellis, Tao (1999). Spectral reflectance is also influenced by soil humidity, orientation and slope of the surfaces, or elevation. Identification of crops or detection of changes on agricultural surfaces is performed by multitemporal classification (Hansen et al., 2000).

Although there are enough satellites with high spatial resolution, individual pixels may still contain more than one class (object). In such a case, **mixels** (mixed pixel/element), pixels with mixed spectral information (containing objects belonging to different spectral classes), may appear and cause accuracy problems if traditional classification methods are used. Mixels appear when the spatial frequency of the land cover classes is higher than the pixel size (Zhang et al., 2008).

Traditional “hard” per-pixel methods assign each pixel to one class. Such strict classification of mixels would lead to an information loss. Therefore, alternative methods which use “soft” classifiers have to be used for mixel classification.

These methods are called sub-pixel classifications. Mixels are divided into individual fractions (according to the number of objects), which correspond with areas outside the pixel. The fractions are then assigned to individual land cover classes (Blaschke et al., 2002). From the soft classification, a number of fraction images is gained which is equal to the number of land cover classes (Zhang et al., 2008).

An overview of sub-pixel classifications is given by Fernandes et al. (2004). The presence of mixels may cause difficulties in classifying the presence of crop residues in fields. Such residues play an important role in protecting soil against wind and water erosion. Moreover, they have many other beneficial effects on soil (soil structure improvement, increased organic matter content, a positive influence on water infiltration into soil, evaporation, temperature). They also play an important role in CO₂ fixation. Information on the amount of crop residues is also important as an input into soil erosion models. One of the methods used for distinguishing drying vegetation from soil is SMA (Spectral Mixture Analysis) (Bannari et al., 2006; Kressler, Steinnocher, 1999; Dennison et al., 2003; Arsenault, Bonn, 2005). Soil and dry vegetation appear similar in the IR part of the spectrum. Bannari et al. (2006) and Arsenault and Bonn (2005) suggested differentiating between dry vegetation (lignin and cellulose absorption features), soil and green vegetation with the use of hyperspectral data, where the continuous type of data makes it possible to detect differences in the SWIR part of the spectrum. SMA fractions are more robust than traditional vegetation indices, particularly when classifying hyperspectral data (Dennison et al., 2003). The SMA algorithm was also used by (Kressler, Steinnocher, 1999) for detecting changes in land cover from NOAA-AVHRR data.

Although data is available from commercial satellites with sufficient spectral, spatial and temporal resolution, only a small part of this data complies with all requirements for growth type identification in farming applications (Hong et al., 2007).

Image fusion, which aims to improve the information value of the resulting scene, may be a solution to this problem. Image fusion has been used extensively to provide a single image that simultaneously combines high spectral information

(from multispectral or hyperspectral images) with high spatial information from panchromatic images or from radar satellites.

Available image fusion techniques (IHS - Intensity, Hue, Saturation), PCA (Principal Components Analysis), arithmetic combination based fusion, and wavelet based fusion, together with a description of them, common problems (such as colour distortion) and restrictions have been described by Zhang (2002). Simone et al. (2002) presented types of fusions and methods of radar and optical data fusion.

Combined optical and radar data can be used for more accurate classification of land cover (Hong et al., 2007) or for mapping the height of vegetation growth (Walker et al., 2007). The possibilities of improving LANDSAT scene temporal resolution by means of fusion with high temporal resolution data (1–2 days) acquired by the MODIS sensor, carried by the TERRA satellite, have been described by Hilker et al. (2009).

5. Conclusions

Differences in spatial, temporal and spectral resolution are limiting factors for the use of RS data in various applications. Unfortunately, due to technical constraints, satellite RS systems can only offer high spatial resolution combined with low spectral resolution, or vice versa. This means that a system with high spectral resolution can only offer medium or low spatial resolution. Therefore, it is necessary either to find compromises between different resolutions with respect to the application, or to utilize alternative data acquisition methods.

It is not possible to recommend one general method of data analysis, because each method offers information of a different type. On the other hand, it is possible to combine RS data, supply it with field measurements and thus improve the final information and its accuracy. Satellite scenes may supply or even substitute data for terrestrial research, as we can obtain information about large areas and about areas which are difficult to access. This can significantly decrease the costs of data acquisition. Satellite data will continue to become more available, as it will be increasingly used because of its spatial nature, and because it can be processed digitally and easily archived.

Acknowledgements

This work was supported under a project of the State Office of Nuclear Safety of the Czech Republic No. SÚJB 1/2008 VZ 60009700 – “Methods of evaluation of contaminated territory after a radiation accident – the meaning of structure and functioning of a land cover” and project of Ministry of Education, Youth and Sports of the Czech Republic MSM 6007665806.

References

- Arsenault, É., Bonn, F. 2005. Evaluation of soil erosion protective cover by crop residues using vegetation indices and spectral mixture analysis of multispectral and hyperspectral data. *Catena*, 62: 157-172.
- Asner, G., P. 1998. Biophysical and Biochemical Sources of Variability in Canopy Reflectance. *Remote Sensing of Environment*, 64: 234-253.
- Asrar, G. 1989. Theory and applications of optical remote sensing. A Wiley-Interscience Publications. New York.
- Bannari, A., Pacheco, A., Staenz, K., McNairn, H., Omari, K. 2006. Estimating and mapping crop residues cover on agricultural lands using hyperspectral and IKONOS data. *Remote Sensing of Environment*, 104: 447-459.
- Blaschke, T., Lang, S., Lorup, E., Strobl, J., Zeil, P. 2002. Object-Oriented Image Processing in an Integrated GIS/Remote Sensing Environment and Perspectives for Environmental Applications. 16th International Conference "Informatics for Environmental Protection" September 25-27, 2002, Vienna University of Technology. pp. 555-570.
- Blaschke, T. 2010. Object based image analysis for remote sensing. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 65 (1): 2-16.
- Bowyer, P., Danson, F., M. 2004. Sensitivity of spectral reflectance to variation in live fuel moisture content at leaf and canopy level. *Remote Sensing of Environment*, 92 (3): 297-308.
- Campbell, J., B. 2002. Introduction to Remote Sensing - third edition. Taylor and Francis, London. p. 621.
- Carpenter, G., A., Gopal, S., Macomber, S., Martens, S., Woodcock, C., E., Franklin, J. 1999. A Neural Network Method for Efficient Vegetation Mapping. *Remote Sensing of Environment*, 70: 326-338.
- Castillejo-González, I., L., López-Granados, F., García-Ferrer, A., Peña-Barragán, J., M., Jurado-Expósito, M., Sánchez De La Orden, M., González-Audicana, M. 2009. Object- and pixel-based analysis for mapping crops and their agro-environmental associated measures using QuickBird imagery. *Computers and Electronics in Agriculture*, 68: 207-215.
- Cihlar, J., Latifovic, R., Chen, J., Beaubien, J., Li, Z. 2000. Selecting Representative High Resolution Sample Images for Land Cover Studies. Part 1: Methodology. *Remote Sensing of Environment*, 71: 26-42.
- Conchedda, G., Duriex, D., Mayaux, P. 2008. An object-based method for mapping and change analysis in mangrove ecosystems, *ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing*, 63: 578-589.
- Crouvi, O., Ben-Dor, E., Beyth, M., Amit, R. 2006. Quantitative mapping of arid alluvial fan surfaces using field spectrometer and hyperspectral remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, 104: 103-117.
- Definiens AG, 2006. Definiens Professional 5 User Guide. Dokument version 5.0.6.1. Definiens AG, Munchen, Germany.
- Dymond, C., C., Mladenoff, D., J., Radeloff, V., C. 2002. Phenological differences in Tasseled Cap indices improve deciduous forest classification. *Remote Sensing of Environment*, 80 (3): 460-472.
- Erives, H., Fitzgerald, G., J. 2005. Automated registration of hyperspectral images for precision agriculture. *Computers and Electronics in Agriculture*, 47 (2): 103-119.
- Franklin, S., E., Bowers, W., W., Ghitter, G. 1995. Discrimination of adelgid-damage on single balsam fir trees with areal remote sensing data. *International Journal of Remote Sensing*, 16: 2779-2794.
- Fernandes, R., Fraser, R., Latifovic, R., Cihlar, J., Beaubien, J., Du, Y. 2004. Approaches to fractional land cover and continuous field mapping: A comparative assessment over the BOREAS study region. *Remote Sensing of Environment*, 89: 234-251.
- Hansen, M., C., Defries, R., S., Townshend, J., R., G. and Sohlberg, R. 2000. Global land cover classification at 1 km spatial resolution using a classification tree approach. *International Journal of Remote Sensing*, 21: 1331-1364.
- Hilker, T., Wulder, M., A., Coops, N., C., Linke, J., Mcdermid, G., Masek, J., G., Gao, F., White, J., C. 2009. A new data fusion model for high spatial- and temporal-resolution mapping of forest disturbance based on Landsat and MODIS. *Remote Sensing of Environment*, 113: 1613-1627.
- Homer, C., Huang, C., Yang, L., Wylie, B. 2002. Development of a Circa 2000 Land cover Database for the United States, Proceedings of the American Society of Photogrammetry and Remote Sensing Annual Conference, Washington D.C, USA.
- Hong, G., Zhang, Y., Zhang, A., Zhou, F., Li, J. 2007. Fusion of Modis and Radarsat Data for Crop Type Classification - An Initial Study. *ISPRS Workshop on Updating Geo-spatial Databases with Imagery & the 5th ISPRS Workshop on Dynamic and Multi-dimensional GIS*. Urumchi, China. 28 - 29 August 2007.
- Jensen, J., R. 2000. *Remote Sensing of the Environment: An Earth Resource Perspective*, Upper Saddle River: Prentice-Hall.
- Jiménez-Muñoz, J., C., Sobrino, J., A., Gillespie, A., Sabol, D., Gustafson, W., T. 2006. Improved land surface emissivities over agricultural areas using ASTER NDVI. *Remote Sensing of Environment*, 103: 474-487.
- Justice, C., O., Townshend, J., R., G., Holben, B., N., Tucker, C., J. 1985. Analysis of the phenology of global vegetation using meteorological satellite data. *International Journal of Remote Sensing*, 6 (8): 1271-1318.
- Kressler, F., P., Steinnocher, K., T. 1999. Detecting land cover changes from NOAA-AVHRR data by using spectral mixture analysis. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 1: 21-26.
- Knorn, J., Rabe, A., Radeloff, V., C., Kuemmerle, T., Kozak, J., Hostert, P. 2009. Land cover mapping of large areas using chain classification of neighboring Landsat satellite images. *Remote Sensing of Environment*, 113: 957-964.
- Lawrence, R., L., Wood, S., D., Sheley, L. 2006. Mapping invasive plants using hyperspectral imagery and Breiman

- Cutler classifications (RandomForest). Remote Sensing of Environment, 100: 356-362.
- Lelong, C., C., D., Pinet, P., C., Poilve, H. 1998. Hyperspectral Imaging and Stress Mapping in Agriculture: A Case Study on Wheat in Beauce (France). Remote Sensing of Environment, 66: 179-191.
- Lillesand, T., M., Kiefer, R., W., Chipman, J., W. 2004. Remote Sensing and Image Interpretation. John Wiley and Sons. New York.
- Malthus, T., J., Suarez-Minguez, J., Woodhouse, I., H., Shaw, D., T. 2002. Review of remote sensing in commercial forestry, Final report – October 2002.
- Meer van der, F., D., Jong de, S., M. 2001. Imaging Spectrometry: Basic Principles and Prospective Applications. Kluwer Academic Publishers. Netherlands. p. 402.
- Moulin, S., Kergoat, L., Viovy, N., Dedieu, G. 1997. Global-Scale Assessment of Vegetation Phenology Using NOAA/AVHRR Satellite Measurements. Journal of Climate, 10 (6): 1154-1170.
- Nellis, M., D., Tao, Y. 1999. Reflectance heterogeneity in a tallgrass prairie national preserve based on ground based measurement. In: Proceedings of the American Society of Photogrammetric and Remote Sensing, Washington, D.C., USA, pp. 491-497.
- Nikolakopoulos, K., Tsombos, P. 2008. Comparison of multispectral (EO-1 ALI, Landsat ETM) and hyperspectral (EO-1 Hyperion) remote sensing data for geological mapping. Session GTR-04 Hyperspectral remote sensing and image spectroscopy. International Geological Congress Oslo 6.-14.8.2008.
- Oetter, D., R., Cohen, W., B., Berterretche, M., Maiersperger, T., K., Kennedy, R., E. 2000. Land cover mapping in an agricultural setting using multiseasonal Thematic Mapper data. Remote Sensing of Environment, 76: 139-155.
- Rogan, J., Franklin, J., Stow, D., Miller, J., Woodcock, C., Roberts, D. 2008. Mapping land-cover modifications over large areas: A comparison of machine learning algorithms. Remote Sensing of Environment, 112: 2272-2283.
- Seiler, R., A., Kogan, F., Wei, G. 2000. Monitoring weather impact and crop yield from NOAA AVHRR data in Argentina. Advances in Space Research, 26 (7): 1177-1185.
- Schlerf, M., Atzberger, C. 2006. Inversion of a forest reflectance model to estimate structural canopy variables from hyperspectral remote sensing data. Remote Sensing of Environment, 100 (3): 281-294.
- Shibayama, M., Salli, A., Häme, T., Iso-livari, L., Heino, S., Alanen, M., Morinaga, S., Inoue, Y., Akiyama, T. 1999. Detecting Phenophases of Subarctic Shrub Canopies by Using Automated Reflectance Measurements. Remote Sensing of Environment, 67 (2): 160-180.
- Simone, G., Farina, A., Morabito, F., C., Serpico, S., B., Bruzzone, L. 2002. Image fusion techniques for remote sensing applications. Information Fusion, 3: 3-15.
- Sims, D., A., Gamon, J., A. 2002. Relationships between leaf pigment content and spectral reflectance across a wide range of species, leaf structures and developmental stages. Remote Sensing of Environment, 81: 331-354.
- South, S., Qi, J., Lusch, D., P. 2004. Optimal classification methods for mapping agricultural tillage practices. Remote Sensing of Environment, 91 (1): 90-97.
- Stow, D., Hamada, Y., Coulter, L., Anguelova, Z. 2008. Monitoring shrubland habitat changes through object-based change identification with airborne multispectral imagery. Remote Sensing of Environment, 112: 1051-1061.
- Suming, J., Sader, S., A. 2005. Comparison of time series tasseled cap wetness and the normalized difference moisture index in detecting forest disturbances. Remote Sensing of Environment, 94 (3): 364-372.
- Tatem, A., J., Lewis, H., G., Atkinson, P., M., Bizon, M., S. 2001. Multiple-class land-cover mapping at the sub-pixel scale using a Hopfield neural network. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 3 (2): 184-190.
- Teillet, P., M., Staenz, K., Williams, D., J. 1997. Effects of Spectral, Spatial, and Radiometric Characteristics on Remote Sensing Vegetation Indices of Forested Regions. Remote Sensing of Environment, 61:139-149.
- Tucker, C., J. 1979. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. Remote Sensing of the Environment, 8: 127-150.
- Underwood, E., Ustin, S., Dipietro, D. 2003. Mapping nonnative plants using hyperspectral imagery. Remote Sensing of Environment, 86: 150-161.
- Valor, E., Caselles, V. 1996. Mapping land surface emissivity from NDVI: Application to European, African and South American areas. Remote Sensing of Environment, 57: 167-184.
- Vancutsem, C., Pekel, J.-F., Evrard, C., Malaisse, F., Defourny, P. 2009. Mapping and characterizing the vegetation types of the Democratic Republic of Congo using SPOT VEGETATION time series. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 11: 62-76.
- Vohora, V., K., Donoghue, S., L. 2004. Application of Remote Sensing Data to Landslide Mapping in Hong Kong. International Society for Photogrammetry and Remote Sensing – XXth ISPRS Congress "Geo-Imagery Bridging Continents", from 12 to 23 July 2004 in Istanbul, Turkey.
- Walter, V. 2004. Object-based classification of remote sensing data for change detection. ISPRS Photogrammetry and Remote Sensing, 58: 225-238.
- Walker, W., S., Kellndorfer, J., M., Lapoint, E., Hoppus, M., Westfall, J. 2007. An empirical InSAR-optical fusion approach to mapping vegetation canopy height. Remote Sensing of Environment, 109: 482-499.
- Wulder, M., A., White, J., C., Gaward, S., N., Masek, J., G., Irons, J., R., Herold, M., Cohen, W., B., Loveland, T., R., Woodcock, C., E. 2008. Landsat continuity: Issues and opportunities for land cover monitoring. Remote Sensing of Environment, 112: 955-969.
- Xin, J., Yu, Z., Van Leeuwen, L., Driessen, P., M. 2002. Mapping crop key phenological stages in the North China Plain using NOAA time series images. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 4 (2): 109-117.
- Yang, Ch.-Ch., Prasher, S., O., Enright, P., Madramootoo, Ch., Burgess, M., Goel, P.K., Chlum, I. 2003. Application of decision tree technology for image classification using remote sensing data. Agricultural Systems, 76: 1101-1117.
- Yang, P., Wu, W., Tang, H., Zhou, Q., Zou, J., Zhang, L. 2007. Mapping Spatial and Temporal Variations of Leaf Area Index for Winter Wheat in North China. Agricultural Sciences in China, 6 (12): 1437-1443.
- Zerger, A., Gibbons, P., Seddon, J., Briggs, S., Freudenberger, D. 2009. A method for predicting native vegetation condition at regional scales. Landscape and Urban Planning, 91:(2): 65-77.
- Zhang, Y. 2002. A new automatic approach for effectively fusing Landsat 7 as well as IKONOS images. Proceedings of

the International Geoscience and Remote Sensing Symposium IEEE/IGARSS 02, Toronto, Canada.
Zhang, L., Wu, K., Zhong, Y., Li, P. 2008. A new sub-pixel mapping algorithm based on a BP neural network with an observation model. *Neurocomputing*, 71: 2046-2054.

ČLÁNEK 2

Timely identification of agricultural crops in the Temelín NPP vicinity using satellite data in the event of radiation contamination

Vinciková H., Procházka J., Brom J. 2010. Timely Identification of Agricultural Crops in the Temelín NPP Vicinity Using Satellite Data in the Event of a Radiation Contamination. *Journal of Agrobiology*, 27(2): 73-83, 2010. ISSN 1803 – 4403

ORIGINAL ARTICLE

Timely identification of agricultural crops in the Temelín NPP vicinity using satellite data in the event of radiation contamination

Hana Vinciková¹, Jan Procházka¹, Jakub Brom^{1,2}

¹University of South Bohemia, Faculty of Agriculture, České Budějovice, Czech Republic

²ENKI o. p. s., Třeboň, Czech Republic

Received: 5th October 2010

Revised: 20th December 2010

Published online: 29th December 2010

Abstract

The study established the possibility of rapid evaluation of land cover structure and situation using as an example the Temelín NPP (Nuclear Power Plant) emergency zone. The composition, surface representation and spatial distribution of crop species in the area of interest were assessed on the basis of satellite data analysis (Landsat 5 TM).

The supervised classification method of Landsat data yielded 92% accuracy of classification into the land cover classes. A comparison of satellite data classification and field investigation (farmers' and LPIS data) showed that the combination of both methods appears to be ideal for the classification of land cover. Analysis of the assessment of Landsat satellite data showed it was possible to process data in a few days. However, obtaining data was problematic; in our case it was 44 days. The results of the classification as well as other outputs (biomass growth model, expense-to-revenue ratio of measures, route network, LPIS database parcel structure, etc.) serve as a basis for the modelling of potential agricultural production contamination. The subsequent model is available for decision making and the selection of a suitable countermeasure in the event of potential radiation contamination.

Key words: remote sensing; land cover; Landsat 5 TM; vegetation

✉ Hana Vinciková, University of South Bohemia, Faculty of Agriculture, Department of Landscape Management, Studentská 13, 370 05 České Budějovice, Czech Republic

✉ hanavincikova@seznam.cz

INTRODUCTION

The contamination of agricultural production and land cover with radioactive material can be a major economic issue. In the context of large nuclear installations and potential accidents, it is thus necessary to solve: 1) the issue of the evaluation of the territory potentially contaminated in terms of

the spatial distribution of crops and the volume of production in agricultural areas; and 2) the issue of economic and technical measures to minimise the impact of such an accident. In the modern world, radiation leakage is not associated with nuclear power plants only. A radiation hazard can occur virtually anywhere, e.g. in the event of radioactive material transport, a terrorist attack, radioactive material manipulation, etc.

Particular attention is paid to specific technical solutions and economic measures. In the EU countries, a series of documents has been prepared on radioactive material processing, including agricultural production. A detailed system of measures is included in the so called “German Handbook” (Catalogue of Countermeasures 1992) or the “British Handbook” (Nisbet et al. 2008); the most comprehensive source is currently a survey of measures produced by the EURANOS project (2010). The widest experience in and knowledge of extensive radiation contamination have, paradoxically, been acquired because of the Chernobyl nuclear power plant accident in April 1986 and its environmental impact after twenty years is summarised in the International Atomic Energy Agency (IAEA) report “Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and their Remediation: twenty years of experience” (IAEA 2006). The subsequent contamination and its development are covered in a wide range of research work, mostly carried out under the auspices of the IAEA (IAEA 1994, 2010). In the context of expert work in the field of protection of the population against ionizing radiation, the Radiation Monitoring Network (SÚJB-SÚRO) operates in the Czech Republic. However, very little attention is paid to the timely evaluation of land cover and the spatial characteristics of agricultural production in the context of radiation contamination.

For the purposes of radiation protection, remote sensing (RS) data can be used as a suitable tool for the timely determination of the current state of contaminated agricultural production and its surface distribution; such distance data in the form of aerial or satellite images are very often used for agricultural purposes (e.g. Justice et al. 1985, Lelong et al. 1998, Cihlar et al. 2000, Hansen et al. 2000, Oetter et al. 2000, Xin et al. 2002, Rogan et al. 2008, Knorn et al. 2009, Vancutsem et al. 2009, Zerger et al. 2009). Its advantage, compared to the traditional field investigation, is the “contactless” acquisition of surface information (Lillesand et al. 2004). Large-scale spatial coverage and direct observation of

the Earth’s surface at regular intervals enable us to monitor and evaluate a wide range of parameters, such as yield estimate, the health of crops, surface change detection, soil property analysis, and spatial structure parameters, etc. (Justice et al. 1985, Franklin et al. 1995). RS can also be used to identify individual crops (see Vinciková et al. 2010).

Since 2008, the Faculty of Agriculture, University of South Bohemia in České Budějovice has been taking part in a project entitled “Methods of evaluation of contaminated territory after a radiation accident – the meaning of structure and functioning of land cover” in which it has participated in the monitoring and evaluation of territory affected by potential radiation contamination. The aim of the project is to efficiently collect data for the planning of subsequent protection measures in the affected agricultural regions (prohibition/regulation, distribution/consumption of raw materials, products, or food of vegetable origin originating in the contaminated territory, including the economic and social impacts); and for the evaluation of the state and development of potentially contaminated soil cover together with the radiation monitoring results that are gained independently (Hůlka et al. 2009). Information obtained by land cover classification is used as a basis for decision-making in crisis management in case of radiation contamination. Knowledge of the crop types affects the choice of agricultural mechanization or other process machinery for processing agricultural production, and all the logistics associated with the disposal of contaminated products can be effectively planned.

The aim of the study was to establish the possibility of rapid evaluation of land cover structure and situation using satellite data collected by the Landsat 5 TM satellite using as an example the Temelín NPP emergency zone; to try to evaluate on the basis of satellite data analysis the composition, surface representation and spatial distribution of crop species in the area of interest; and to compare the results of the analysis with other means available to gain land cover data for a model territory.

METHODOLOGY

The territory of interest

The evaluation of land cover for the purposes of the project was carried out near the Temelín NPP. The area covered involved a section including the

Temelín NPP emergency zone as well as a circle around this zone approximately 25 kilometres in diameter. The whole area of the territory selected is 3,940 km² (Fig. 1). The emergency planning zone area, the so called “Urgent Protection Zone” (UPZ), is defined by a circle 13 km in diameter centred in the first block containment and includes a region of towns and villages situated on the border formed by the circle. The size and extent of the Temelín NPP emergency planning zones were laid down by the State Office for Nuclear Safety of the Czech Republic (SÚJB) in line with the IAEA recommendations included in the “IAEA-TECDOC-953” (1997) document, in accordance with decision no. 311 of 05.08.1997 (IAEA 1997).

Land cover classification

In order to obtain a key to classifying the individual crops in the GIS database (“Crop Ground Key”) for the year 2009, the larger farms in the territory of interest were approached. The data collected was added to the existing LPIS database (Land Parcel

Information System, provided by the Ministry of Agriculture of the Czech Republic), which serves in the GIS as a basic layer of agricultural lands, or more precisely, farming blocks (see www.lpis.cz).

The ground investigation data was processed in the GIS interface and used, in the form of a polygon layer, as source data (training layer) for the satellite data classification itself (Fig. 1).

Multispectral high spatial resolution data, gained via the Landsat 5 TM (© ESA 2009, distr. Eurimage) satellite on 14.06.2009, 9:38 GMT+1, was selected to classify the land cover situation (notably the distribution of agricultural crops) as a basis for decision making in the event of a radiation accident. The overview of satellite parameters is listed in Table 1. The scenes were transformed and orthorectified in the S-JTSK coordinate system (EPSG 2065) in order to ensure compatibility with other data entering the land cover evaluation process (LPIS, route network, etc.).

Table 1. Technical specification of the Landsat 5 TM satellite (<http://landsat.gsfc.nasa.gov/>)

Satellite [Operator]	Sensor spatial resolution [m]		Number of spectral bands	Size of the scene [km]	Sensing period [days]	Launch year
	PAN*	MS**				
Landsat 5 TM*** [USGS**** (USA)]	–	30 (120)	7	180 × 180	16	1984

* PAN – panchromatic mode, ** MS – multispectral mode, *** TM – thematic mapper, **** USGS – U.S. Geological Survey

The automatic image classification method, or supervised classification, was selected to classify the vegetation cover of the territory of interest (Jensen 2000, Castillejo-González et al. 2009). Table 2 shows the characteristics of individual bands used for classification and their relevance for the identification of individual crops.

During the training phase of the classification, a mask of classification categories was created on the basis of a GIS polygon layer with the farmers’ crops. The training surfaces, constituting typical representatives of individual surface classes, were selected manually. Therefore, the accuracy of classification was not reduced by the presence of mixed pixels (“mixels”), emerging at the land border in particular (several surface/crop properties are reflected in the value of one pixel).

The classification itself used all of the spectral bands. The PCI Geomatica 10.00 classifier “Maximum likelihood with NULL class” was used

as a decision-making rule involving the average value as well as the value dispersion of the file including data entering the classification. Using the classifier, individual pixels were classified on the basis of the trained layer. Some of the crops and surfaces, with similar spectral behaviour, were combined in one class. The criterion is the so called separability measure taking the value of 2 and below, where 2 represents an ideal situation in which a specific pair of classes is perfectly distinguished; lower values represent the spectral class “overlap”. This included spring cereals (oat, spring barley, spring wheat) and their similarity – defined by the separability measure – reached the value of 1.5 or less, which indicates the class similarity and thus the overlapping of the individual classes; in the same way, grasses and grass-clover mixtures grown in arable land were included in one class. Despite the high degree of class similarity of meadows and

Fig. 1. Source data – crop ground key for the Temelín NPP territory of interest

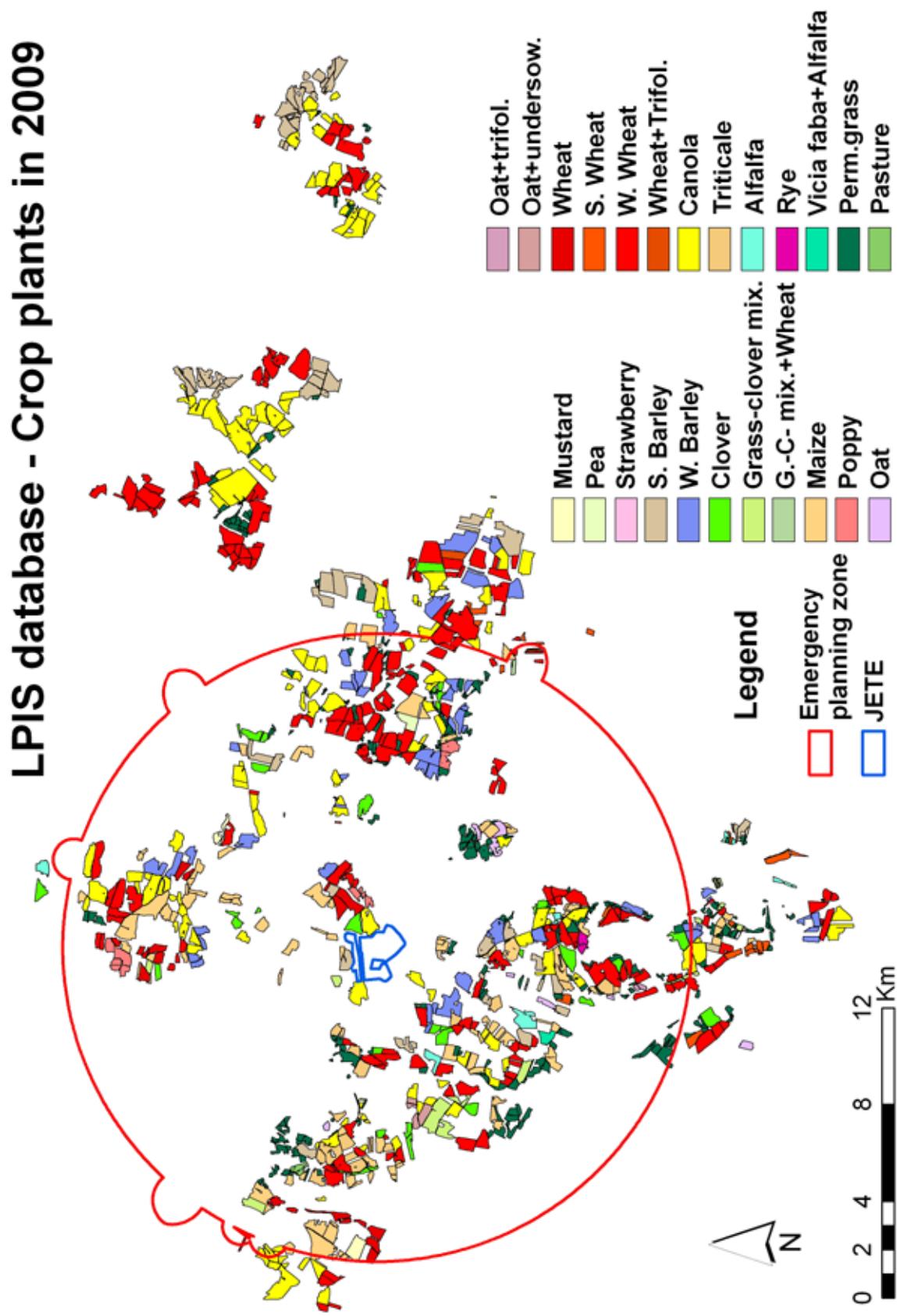


Fig. 2. The results of supervised classification of the Landsat 5 TM satellite scene

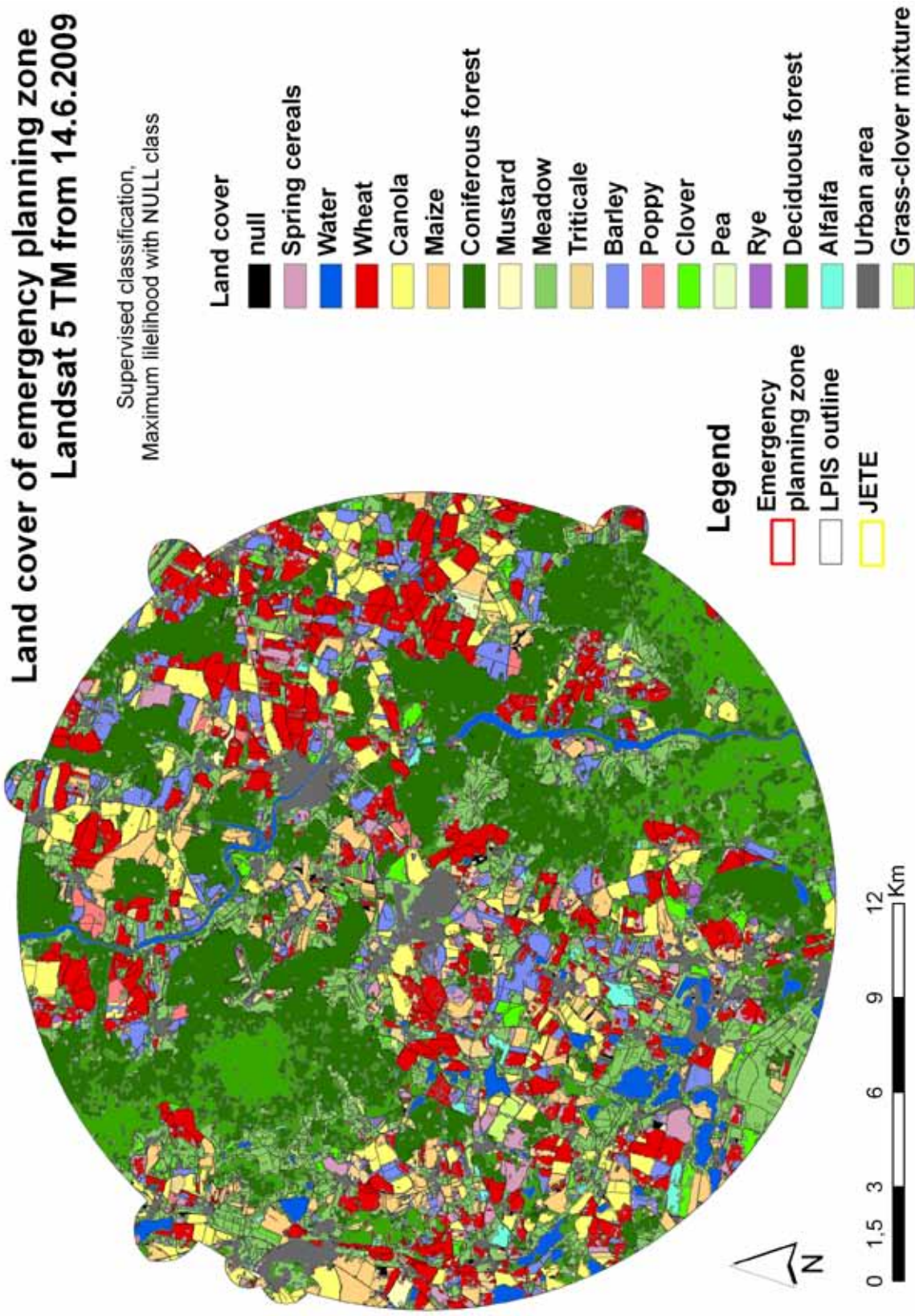


Table 2. Characteristics of Landsat 5 TM spectral bands (source: <http://www.usgs.gov>)

Spectral band	Wavelength [μm]	Description	Usage
TM 1 visible blue-green	0.45–0.52	Significantly affected by scattering in the atmosphere.	<ul style="list-style-type: none"> • soil-vegetation differentiation • distinguishing forest types • anthropological forms identification (urban area, area affected by mining)
TM 2 visible green	0.52–0.60	Spectral region with a maximum reflectance of healthy vegetation.	<ul style="list-style-type: none"> • mapping of vegetation
TM 3 visible red	0.63–0.69	Affected by chlorophyll absorption in vegetation.	<ul style="list-style-type: none"> • differentiation of vegetation types • determining the green biomass • mapping of roads and areas without vegetation
TM 4 near-IR	0.76–0.90	Vegetation indices calculations.	<ul style="list-style-type: none"> • water bodies identification • mapping soil moisture • water-land interfaces detection • detecting near-IR reflectance peaks in healthy green vegetation
TM 5 mid-IR 1	1.55–1.75	Little effect of the atmosphere. Penetrates thin clouds.	<ul style="list-style-type: none"> • vegetation and soil moisture studies • rock and mineral types discrimination • differentiation of various types of vegetation and bare soil
TM 7 mid-IR 2	2.08–2.35		<ul style="list-style-type: none"> • geological applications • land cover characteristics • bad use to distinguish vegetation
TM 6 thermal-IR	10.40–12.50	Designed to assist in thermal mapping. Low spectral resolution.	<ul style="list-style-type: none"> • soil moisture and vegetation studies • temperature parameters of landscape • moisture deficit • plant heat stress

clover (separability = 1.19), these two categories were separated, because the meadow category includes permanent grass cover or pasture surfaces or smaller forest clearings, i.e. these are not classified in the LPIS as arable land.

The accuracy of classification is evaluated with regard to training surfaces on the basis of results generated by the software in the form of tabular outputs. One of them is the so called “confusion matrix”, comparing the relation between support data and classification results in all of the categories (Campbell 2002). The accuracy of classification is expressed in one number by the so called “average accuracy”, “overall accuracy” and “kappa coefficient” values.

In order to smooth the data, the classification results were then adjusted by the SIEVE filtration. The classified image filtration used a 4-pixel neighbourhood parameter and a 6-pixel minimum object size criterion for its preservation. Classification errors caused by an overly similar spectral behaviour of otherwise different surfaces were thus removed from the final image.

The result of the classification – a thematic raster map – was automatically vectorised (converted into a polygon form) and compared with the data collected in the field investigation in the area of interest.

RESULTS

Land cover classification

The classification of the Landsat satellite data proved that water bodies can be reliably distinguished from other classes (separability = 2), however problems occur in the case of shallow waters with a large proportion of shore vegetation or shallow river beds. The individual winter cereals had a relatively high degree of separability: the cereals belonging to group 2 (maize) were distinguishable from the other classes (separability > 1.84); the class 1 cereals were similar in the group; spring cereals were combined into one class due to their high degree of similarity; winter cereals showed a degree of separability higher than 1.5, and were thus separated into individual classes.

The classification involved an average accuracy of 85%, the overall accuracy reached 92% ($\kappa = 0.91$; s.d. = 0.00125).

After automatic vectorisation of the final classification, it is possible to establish the surface distribution of the individual land cover categories (Fig. 2). The calculation was carried for the emergency planning zone only. The individual classes (crops) and their surface representation are summarised in Table 3.

Table 3. Surface representation of the individual land cover classes

Crop	Area (ha)	% of the territory	Crop	Area (ha)	% of the territory
Spring cereals	1 753	3.3	Pea	36	0.1
Winter wheat	7 802	14.5	Rye	98	0.2
Canola	3 874	7.2	Alfalfa	371	0.7
Maize	3 040	5.7	Grass-clover mixture	207	0.4
Mustard	83	0.2	Coniferous forest	12 199	22.7
Meadows	9 058	16.8	Deciduous forest	5 542	10.2
Triticale	803	1.5	Urban area	2 639	4.9
Winter barley	3 003	5.6	Water	1 464	2.7
Poppy	332	0.6	Null	380	0.7
Clover	1 133	2.2			

The comparison of the land cover classification with the ground investigation data

Table 4 shows the comparison of the method of land cover classification on the basis of satellite data and the ground investigation results based on the LPIS data available and the data provided by farms.

Surface representation of the individual categories of land used in 2009 is summarised in Table 3, showing the comparison of both classification methods applied to the total emergency zone area of 53,817 hectares. 59% of the territory was classified by the remote sensing method as agricultural land totalling 31,592 ha; the remaining 41% (22,225 ha) consists of forest

and water surfaces, buildings and unclassified areas.

The LPIS database includes agriculture land totalling 27,930 ha, i.e. 51% of the total emergency zone area; the remaining 49% are forests, water bodies, buildings, fallow land and other cultures.

The overall accuracy of field investigation can reach 100%, but it is overwhelmingly dependent on the accuracy of data provided by the farmers themselves. The overall success of the field investigation in the region selected was around 80%. The accuracy of the satellite scene classification (92%) shows the percentage of success of the classification into the individual classes.

Table 4. Comparison of classification methods of land use, the area in ha

Total area	RS		LPIS	
	53 817		53 817	
Agricultural land	31 592	22 535 – arable land	27 930	21 976 – arable land
		9 058 – meadows		5 893 – meadows
Other land	22 224	17 741 – forests	25 887	Forests, buildings, water, fallow land, other cultures
		1 464 – water		
		2 640 – buildings		
		380 – null class		

DISCUSSION

An undoubted advantage in the event of a radiation accident lies, in our opinion, in the collection of satellite images without people having to enter the landscape directly. Moreover, distance data provide information on the landscape cover of a large territory instantaneously. Thanks to a large

number of systems operating in the optical part of the electromagnetic spectrum and relatively highly developed methods and tools to evaluate vegetation (Vinciková et al. 2010), we can expect the systems to be mutually interchangeable. In theory, it is therefore possible to cover the specific area frequently, which enables us to repeat the monitoring over time. However, for the purposes

of the project, this is significant in the test phase of the vegetation cover monitoring only. In the event of an accident, it would be necessary to have the process prepared and standardised.

The disadvantage of distance data for the purposes of evaluation of the composition of agricultural crops in the event of an accident, notably of the data collected in the optical part of the electromagnetic spectrum, lies in its dependence on atmospheric conditions during sensing, and the long delay before reaching the user (days to weeks). For the purposes of the project, an alternative to optical data was discussed: the potential use of radar data. So far, this data has proved inefficient and demanding in terms of processing and time as well as in the necessity for specific processing experience.

The method chosen, the supervised classification of the Landsat scene, provides relatively accurate information on the vegetation in the territory concerned, although there are some inaccuracies due in particular to the basis of the method itself. The method belongs to the classification group referred to as the “per-pixel” classification (Tatem et al. 2001, Zhang et al. 2008), classifying a single pixel only, disregarding the neighbouring pixels. So the neighbouring pixels of the same surface might not automatically be categorised in the same class, as they are classified individually on the basis of their specific spectral characteristics. As a consequence, pixels (or groups of pixels) occur in the images that are classified incorrectly, into classes to which they obviously do not belong, and the image looks fragmented. In some cases, in contrast, information is lost due to the so called “mixels” present in the image, i.e. the pixels containing a mixed spectral information. Zhang et al. (2008) state that the cause of the occurrence of mixels lies in the spatial resolution. Despite the relatively good spatial resolution (30 m), the spatial frequency of the land cover class is higher than the size of pixels and that is how they are categorised incorrectly into the individual classes. However, the data provides information accurate enough to be able to decide on the necessary steps to be followed.

Other inaccuracies appeared in the classification due to the physical and biological characteristics of the vegetation itself and the habitat conditions. The best results in the crop identification are obtained in the full development of vegetation, when plant spectral reflectance is modified to the least extent by soil. Our data was collected at the peak of the

vegetation season (mid-June), when plants are approaching their full maturity. However, the individual crops reach their full development at different times and the differences caused by the uneven maturing and growth differences can occur in one field as well as between different areas (due to sowing time). Spectral reflectance is also affected by soil humidity, surface orientation and inclination or altitude (Nellis and Tao 1999). The sowing method used for individual crops also plays a role, i.e. row width, direction or distance between plants (Nellis and Tao 1999), and the time of sensing (the part of the day) is important as well.

Crop spectral characteristics also vary during the season due to variable chlorophyll and water content. When using an image from a later date or a drought season, issues can occur in identifying the dry vegetation displayed, as it shows a similar spectral behaviour to soil in the infrared part of the spectrum. (Arsenault and Bonn 2005, Bannari et al. 2006).

The classification accuracy also depends very much on the accuracy of the classification sources (“training” data – LPIS). Currently there is no central register collecting information on cultivated crops up to the level of individual species. In order to administer and control applications for agricultural subsidies, the Ministry of Agriculture has run a single online Land Parcel Identification System since 2004 (Tobičik and Macek 2005) that is based on user relations: the Ministry of Agriculture of the Czech Republic Database, the Czech LPIS. All agricultural lands are registered in this national land register as farmer blocks, representing a compact area of agricultural land planted with a single culture used by a single farmer. In this case “culture” involves division to arable land, grass cover, orchard, vineyard, hop field or other culture only, and so there is no distinction between individual crops or groups of crops. It is therefore necessary to gain such information on the basis of direct field investigation or the advice or evidence of individual farmers. The reason for a lower accuracy of source data (80%) was in our case the fact that some farmers approached did not provide completely accurate data, and some were not willing to provide any at all. Disputable data were excluded. Therefore it was necessary for us to work with a relatively small crop database, and the above mentioned issues occurred during the satellite scene classification.

The result of the satellite data classification can be partially adjusted by post-classification

modifications (Fisette et al. 2006). In our case the SIEVE post-classification filtration was used, which enabled us to suppress small surfaces on the image that were incorporated incorrectly due to spectral similarity (e.g. small forest clearings or clearings among buildings with spectral behaviour similar to maize, or forest areas covered with crops, especially wheat) or surfaces that can be considered, due to their small area and scale compared to the real situation in the field, as unimportant or uninterpretable.

The discrepancy between agricultural land areas observed between the two methods is mainly due to the method of satellite data classification itself: the meadow category, for instance, automatically includes surfaces with similar spectral behaviour – forest clearings and openings overgrown with grass, etc. In addition, some agricultural lands are not included in the LPIS database (e.g. extensive grazing grounds). Therefore the total area of agricultural land is larger than the area established on the basis of the LPIS database.

Given its topic, the study implementation included the speed of data collection and processing as one of the most important parameters. The processing duration in the field investigation involves time necessary for the collection of data from farms and its subsequent processing in the form of the LPIS database layer. The time necessary for the data collection and data processing is approximately the same; however it depends on the form in which data on cultivated crops are provided. Input data provided in digital map format accelerate the whole of the subsequent processing.

During the satellite data processing, the total length the process is prolonged significantly due to a long delay between scene capture and delivery; when using the Landsat satellite, the delay is rarely shorter than one month: in the case of a satellite scene from 14th June 2009, the data was available 44 days after collection. The processing itself can be carried out relatively quickly, in order of days, which would however, still be a long time in the event of an accident.

The cost of data processing can be divided into costs associated with the collection of ground data, amounting to hundreds to thousands of Czech crowns, and the costs associated with satellite data collection and processing, amounting to tens of thousands of Czech crowns. To be more specific, the cost of one full Landsat 5 TM scene is 1,500 EUR, scenes older than 10 years cost 425 EUR each (www.eurimage.com). The

evaluation of the Landsat scene for the specific date 14.06.2009 amounted to some 60 thousand CZK. Some satellite data can be downloaded free from the relevant servers (e.g. <http://glovis.usgs.gov>), however it is not up-to-date and often lacks the parameters required (resolution and pre-processing).

The results of classification under the study as well as other outputs (biomass growth model, expense-to-revenue ratio of measures, route network, LPIS database parcel structure, etc.) serve as a basis for the modelling of potential agricultural production contamination in the ArcGIS® interface. The subsequent model is to help in decision making and the selection of a suitable countermeasure (Kepka et al. 2010).

When evaluating the state and amount of vegetation in the event of a radiation contamination, it is above all the speed of land cover classification that is necessary, together with its acceptable reliability. In the Temelín NPP (Temelín nuclear power plant) area of interest, the method of automatic image classification was used to classify experimentally the LANDSAT satellite distance data. The majority of systems providing satellite data with high spatial resolution currently have a lower spectral resolution. However, for the evaluation of homogenous vegetation in larger areas (crops in agricultural land), the Landsat satellite resolution (30 m) is sufficient. In order to make the classification more accurate, information on crops cultivated in agricultural areas provided directly by farms as well as the LPIS database data (Ministry of Agriculture of the Czech Republic), containing the evidence of all agricultural lands and their use, were used as supporting data.

With respect to the collection of data in a relatively small territory, the field investigation proves to be significantly cheaper and faster. The larger the area of the territory concerned, the more important becomes distance data in terms of time, financial and material demands. Moreover, in the event of a larger radiation contamination, we could expect a reduced capacity for the movement of people carrying out field investigations. This is why a combination of all the evaluation methods proves to be ideal: ground investigation, remote sensing (satellite, plane), and database systems (LPIS). Both of these methods (ground, distance) complement each other suitably and provide the information required on current land cover situation with relatively high speed and accuracy. The database

and a potential model then serve as a basis, including information on territory, for a synthesis of data collected and a potential prediction (modelling) of land cover situation and structure during the growing season. In order to use the crop database efficiently (for decision making, subsidy policy, crisis management, statistical data, etc.) in the whole of the Czech Republic, some positive efforts to motivate farmers would be necessary to induce them to provide such information readily, perhaps in the framework of the existing Czech LPIS database of the Czech Ministry of Agriculture. The information required would, of course, be available to responding farms only and organisations responsible for the allocation of subsidies during crises, etc.

ACKNOWLEDGEMENT

This work was supported by the project of the State Office of Nuclear Safety of the Czech Republic No. SÚJB 1/2008 VZ 60009700 “Methods of evaluation of contaminated territory after radiation accident – the meaning of structure and functioning of a land cover” and the project of the Ministry of Education, Youth and Sports of the Czech Republic MSM 6007665806.

REFERENCES

- Arsenault É, Bonn F (2005): Evaluation of soil erosion protective cover by crop residues using vegetation indices and spectral mixture analysis of multispectral and hyperspectral data. *Catena* 62: 157–172.
- Bannari A, Pacheco A, Staenz K, Mcnairn H, Omari K (2006): Estimating and mapping crop residues cover on agricultural lands using hyperspectral and IKONOS data. *Remote Sens Environ* 104: 447–459.
- Campbell J.B (2002): Introduction to remote sensing. Taylor and Francis, London.
- Castillejo-González IL, López-Granados F, García-Ferrer A, Peña-Barragán JM, Jurado-Expósito M, Sánchez De La Orden M, González-Audicana M (2009): Object- and pixel-based analysis for mapping crops and their agroenvironmental associated measures using QuickBird imagery. *Comput Electron Agric* 68: 207–215.
- Catalogue of Countermeasures (1992): Compendium of measures to reduce radiation exposure following events with not insignificant radiological consequences BfS, Germany.
- Cihlar J, Latifovic R, Chen J, Beaubien J, Li Z (2000): Selecting representative high resolution sample images for land cover studies. Part 1: Methodology. *Remote Sens Environ* 71: 26–42.
- EURANOS (2010): Compendium of food countermeasures for the management of food production systems. EURANOS(CAT1)-TN(05)-01. <http://www.euranos.fzk.de>.
- Franklin SE, Bowers WW, Ghitter G (1995): Discrimination of adelgid-damage on single balsam fir trees with areal remote sensing data. *Int J Remote Sens* 16: 2779–2794.
- Fisette T, Chenier R, Maloley M, Gasser PY, Huffman T, White L, Ogston R, Elgarawany A (2006): Methodology for a Canadian agricultural land cover classification. In Proceedings of the 1st International Conference on Object-based Image Analysis. July 4–5, Salzburg, Austria. No. XXXVI – 4/ C42.
- Hansen MC, Defries RS, Townshend JRG, Sohlberg R (2000): Global land cover classification at 1 km spatial resolution using a classification tree approach. *Int J Remote Sens* 21: 1331–1364.
- Hůlka J, Češpírová I, Prouza Z (2009): Modern acquisition of contaminated landscape cover. *Radioprotection* 44: 619–621.
- IAEA (1994): Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in temperate environments. Technical reports series No. 364. International Atomic Energy Agency, Vienna.
- IAEA (1997): Method for the development of emergency response preparedness for nuclear or radiological accidents. IAEA TECDOC 953, International Atomic Energy Agency, Vienna.
- IAEA (2006): Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: twenty years of experience (Report of the Chernobyl Forum Expert Group ‘Environment’). International Atomic Energy Agency, Vienna.
- IAEA (2010): Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. Technical reports series no. 472, International Atomic Energy Agency, Vienna.
- Jensen JR (2000): Remote sensing of the environment: an earth resource perspective. Prentice-Hall. Upper Saddle River, New Jersey.

- Justice CO, Townshend JRG, Holben BN, Tucker C J (1985): Analysis of the phenology of global vegetation using meteorological satellite data. *Int J Remote Sens* 6: 1271–1318.
- Kepka P, Brom J, Procházka J, Vinciková H, Pecharová E (2010): Developing of GIS based decision-support tools for agricultural counter-measurements after radioactive accident. *Bezpečnost jaderné energie* 18: 172–173 (in Czech).
- Knorn J, Rabe A, Radeloff VC, Kuemmerle T, Kozak J, Hostert P (2009): Land cover mapping of large areas using chain classification of neighboring Landsat satellite images. *Remote Sens Environ* 113: 957–964.
- Lelong CCD, Pinet PC, Poilve H (1998): Hyperspectral imaging and stress mapping in agriculture: A case study on wheat in Beauce (France). *Remote Sens Environ* 66: 179–191.
- Lillesand TM, Kiefer RW, Chipman JW (2004): Remote sensing and image interpretation. John Wiley and Sons, New York.
- Nellis MD, Tao Y (1999): Reflectance heterogeneity in a tallgrass prairie national preserve based on ground based measurement. In: Proceedings of the American Society of Photogrammetric and Remote Sensing, Washington D.C., USA, pp. 491–497.
- Nisbet A, Jones A, Brown J, Mortimer K, Roberts G, Mobbs S (2008): HPA-RPD-042 – UK Recovery. Handbook for radiation incidents (version 2). Health Protection Agency, Oxphordshire.
- Oetter DR, Cohen WB, Berterretche M, Maiersperger TK, Kennedy RE (2000): Land cover mapping in an agricultural setting using multiseasonal Thematic Mapper data. *Remote Sens Environ* 76: 139–155.
- Rogan J, Franklin J, Stow D, Miller J, Woodcock C, Roberts D (2008): Mapping land-cover modifications over large areas: A comparison of machine learning algorithms. *Remote Sens Environ* 112: 2272–2283.
- Tatem AJ, Lewis HG, Atkinson PM, Bizon MS (2001): Multiple-class land-cover mapping at the sub-pixel scale using a Hopfield neural network. *Int J Appl Earth Obs Geoinf* 3: 184–190.
- Tobičik J, Macek M (2005): Czech LPIS – a new approach for agricultural parcel identification based on user relations. In Proceedings of the XI. International conference Information Systems in Agriculture and Forestry. CULS, Prague, May 17.–18., 1–6 (in Czech).
- Vancutsem C, Pekel J-F, Evrard C, Malaisse F, Defourny P (2009): Mapping and characterizing the vegetation types of the Democratic Republic of Congo using SPOT VEGETATION time series. *Int J Appl Earth Obs Geoinf* 11: 62–76.
- Vinciková H, Hais M, Brom J, Procházka J, Pecharová E (2010): Use of remote sensing methods in studying agricultural landscapes – a review. *J Landsc Stud* 3: 53–63.
- Xin J, Yu Z, Van Leeuwen L, Driessen PM (2002): Mapping crop key phenological stages in the North China Plain using NOAA time series images. *Int J Appl Earth Obs Geoinf* 4: 109–117.
- Zerger A, Gibbons P, Seddon J, Briggs S, Freudenberger D (2009): A method for predicting native vegetation condition at regional scales. *Landsc Urban Plann* 91: 65–77.
- Zhang L, Wu K, Zhong Y, Li P (2008): A new sub-pixel mapping algorithm based on a BP neural network with an observation model. *Neurocomputing* 71: 2046–2054.

3 Interakce voda a krajina (Vliv struktury krajiny na vodní složku)

Člověk svým „hospodařením“ v krajině přetváří krajinnou strukturu a tím narušuje její fungování a stabilitu. A není to pouze zemědělství, které s sebou nese negativní dopad na krajinu, ale i průmysl či neustále se rozrůstající zástavba, které stále více ukrajují prostor, který by zde mohl být pro vegetaci a vodní plochy. Ve zkratce lze říci, že všechny činnosti, které nepříznivě ovlivňují růst vegetace nebo procesy v půdě (viz. Tabulka 7), vedou jednak k odvodnění a vysoušení krajiny a jednak ke zvýšení a nevratné ztrátě látek (Ripl 1995; Procházka et al. 2006; [9]).

Ačkoliv jsme se tak sami uzavřeli do bludného kruhu, kde jeden negativní zásah vyvolá další změny, které se nám zase obloukem vrací, otevřeli jsme přitom cykly vody i živin, které by ale ve zdravé krajině měly zůstat uzavřené a co nejkratší.

Vzhledem k tomu, že jsou jednotlivé složky krajiny provázané, mohou často i lokální zásahy podstatně ovlivnit vlastnosti celé krajiny a její fungování v prostoru a čase. Příkladem mohou být důsledky velkoplošného hospodaření, s jehož negativními dopady se potýkáme dodnes a bohužel je i dále prohlubujeme. Výsledkem těchto negativních zásahů je rychlý odtok vody z krajiny, rychlý rozklad organických látek v odvodněné půdě spojený s následným odnosem živin, uvolňováním oxidu uhličitého a zhoršením kvality vody (eutrofizace). Rychlejší rozklad organických látek v půdě vlivem velkoplošného odvodňování vede ke snížení schopnosti půdy vázat vodu a tím k dalšímu vysoušení a ztrátě retenční schopnosti krajiny pro vodu, ale i pro živiny.

Podle definice setrvalého využívání krajiny definované prof. Riplem (Ripl 1995; Ripl et al. 1996) nepotřebuje krajina k tomu, aby dobře fungovala, vlastně nic jiného než dostatek vody a přítomnost vegetace. Vysoušením krajiny a odstraněním vegetace se naruší systém, v němž chybí voda coby energetický převaděč, který umožňuje rozdělení (disipaci) sluneční energie dopadající na zemský povrch i účinné tlumení teplotních výkyvů vegetací v podobě krátkého vodního cyklu. Zároveň dochází k narušení látkových toků, látkový cyklus se otevírá a dochází k nevratné ztrátě látek v odtékající vodě. Přehledně a srozumitelně tuto problematiku shrnuje Pokorný ve svých odborných (Pokorný 2007; 2010a; 2010b) i populárních statích (např. Krajina a povodeň, Co dokáže strom).

Pracoviště Laboratoře aplikované ekologie (KKM, ZF JU) dlouhodobě zkoumá jednak možnosti holistického hodnocení krajiny, vycházející z ekologického ETR modelu (Ripl 1995), a jednak možnosti aplikace těchto poznatků do praxe.

Ověření obecné platnosti základních východisek ETR modelu přinesl výzkum v oblasti pravého břehu Lipna, který od roku 1997 sledoval z hlediska geograficko-morfologických parametrů tři srovnatelná území (subpovodí). Tato subpovodí se lišila ve způsobu dlouhodobého využívání krajiny (land use), respektive charakterem vegetačního krytu.

Výsledky realizovaných studií potvrzují, že odvodněné a zemědělsky využívané plochy (polointenzivní pastviny a louky) zadržují ve srovnání s neodvodněnými typy bezlesí a lesními porosty výrazně méně vody a živin. Rozsah kolísání teplot na odvodněných plochách, kde je pouze bylinná vegetace, je výrazně vyšší než v bezlesí s podílem vlhkých stanovišť a v lesních porostech. Je tedy patrné, že struktura a prostorové rozložení vegetace přímo ovlivňuje mikro a mezoklima, množství odtékající vody z krajiny a koncentraci látek v této vodě (Procházka et al. 1997; Procházka et al. 2006).

Význam těchto studií spočívá v potvrzení platnosti výchozích tezí ETR modelu. Sledovaná oblast pravého břehu Lipna byla do konce 80. let v hraničním pásmu, stav land use a land cover byl nastaven před více než 50 lety, a do současnosti se prakticky nezměnil. Minimální intenzita zemědělského hospodaření, téměř úplná absence lidských sídel umožnili sledovat, jak právě vegetace, její stav, složení a zapojení porostů, mají rozhodující vliv na distribuci sluneční energie a toky energie, vody a látek v krajině. Zároveň se potvrdilo, že tyto procesy lze sledovat na relativně malých územích. Dalším logickým krokem je ověřit, zda principy holistického hodnocení krajiny budou dostatečně robustní a projeví se v obhospodařované a osídlené krajině.

3.1 Hodnocení funkčních aspektů krajiny metodami DPZ a využití výsledků pro hodnocení zemědělské krajiny

Předchozí výzkumy z oblasti Lipenska (Procházka et al. 2006; Hellebrandová et al. 2006) i další práce (Ripl 1995; Ripl, Hildmann 2000; Brom et al. 2012; Pokorný et al. 2007; 2010b; Hesslerová et al. 2013) dokládají, že zemědělské aktivity spojené s odlesňováním a odvodňováním krajiny ovlivňují energetickou bilanci krajinných celků i množství látek, které se z nich vyplavuje. To se projeví ve změnách teplot zemského povrchu a zhoršením kvality povrchových vod. Prostorovou distribuci teplot, distribuci vlhkostí krajinného krytu a údaje o vodivosti povrchových vod proto můžeme považovat za integrální parametry, které vypovídají o krajinných funkcích (funkční charakteristiky krajiny). Tyto údaje lze navíc propojit s dalšími informacemi a získat tak komplexní soubor informací využitelných pro celostní hodnocení krajiny.

Vztahy mezi krajinnou strukturou a hospodařením proto byly zkoumány i v zemědělsky využívané krajině. Vybráno bylo několik lokalit výzkumu – podhorská zemědělská oblast Stropnicko-Novohradsko a území Orlicko a Křemežsko.

Výsledky byly publikovány v pracích [9],[11],[12], které jsou výsledkem spolupráce několika odborně zaměřených skupin, složených jak z pracovníků LAE ZF JU, tak i dalších pracovišť (ENKI o.p.s.). Výzkum byl podpořen několika projekty: 1. NAZV QH 82078 Retence vody v nivách a možnosti jejího zvýšení, 2. VAV/640/18/03 CzechCARBO a 3. Výzkumným záměrem Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích Zemědělské univerzity MSM 6007665806 –

Trvale udržitelné způsoby zemědělského hospodaření v podhorských a horských oblastech zaměřené na vytváření souladu mezi jejich produkčním a mimoprodukčním uplatněním.

Následující text je souhrnem výsledků publikovaných prací, na kterých jsem se podílela, a jsou zde diskutována témata související s disertační prací.

3.1.1 Novohradsko - Stropnicko

Území Novohradska a niva řeky Stropnice bylo v roce 1980, jako náhrada za půdu zabranou pro stavbu JE Temelín, odvodněno a přeměněno na ornou půdu. Odvodnění přivodilo mineralizaci půdy, zhoršení kvality vody, pokles biodiverzity a zvýšení nebezpečí povodní v dolní části toku.

S ohledem na možnosti obnovy krajiny a navržení změn ve smyslu zvýšení retence a akumulace vody vyvstala potřeba celostního hodnocení krajiny. K tomu je potřeba mít komplexní soubor dat a informací o krajině, na jejichž základě lze navrhnout změny, které by měly vést k fungující krajině.

Celkovou analýzu zájmového území, sběr potřebných dat o krajině, jejich zpracování i výsledky obsahuje publikace Bodlák et al. 2008 [9].

Některá data lze získat pouze terénním průzkumem či odběrem vzorků. Kromě klasických metod však lze s úspěchem využít i nové postupy a metody, a to právě metody dálkového průzkumu Země.

Publikace tak zahrnuje několik metodických postupů:

1. Zpracování aktuálního land use – založená na terénním mapování využití území. V případě kvalitních podpůrných dat můžeme využít i data DPZ, jak je popsáno v Kapitole 2
2. Zpracování uhlíkových zásob – založená na odhadech a výpočtech biomasy lesních porostů, rybníků, zemědělských plodin, trvalých travních porostů, dřevin, bylinného a keřového patra
3. Zpracování chemicko-fyzikálních parametrů složení povrchových vod
4. Zpracování teplotních a vlhkostních parametrů – metodami DPZ (podrobněji kap. 3.1.1.1)

3.1.1.1 Metodika zpracování teplotních a vlhkostních parametrů a výsledky

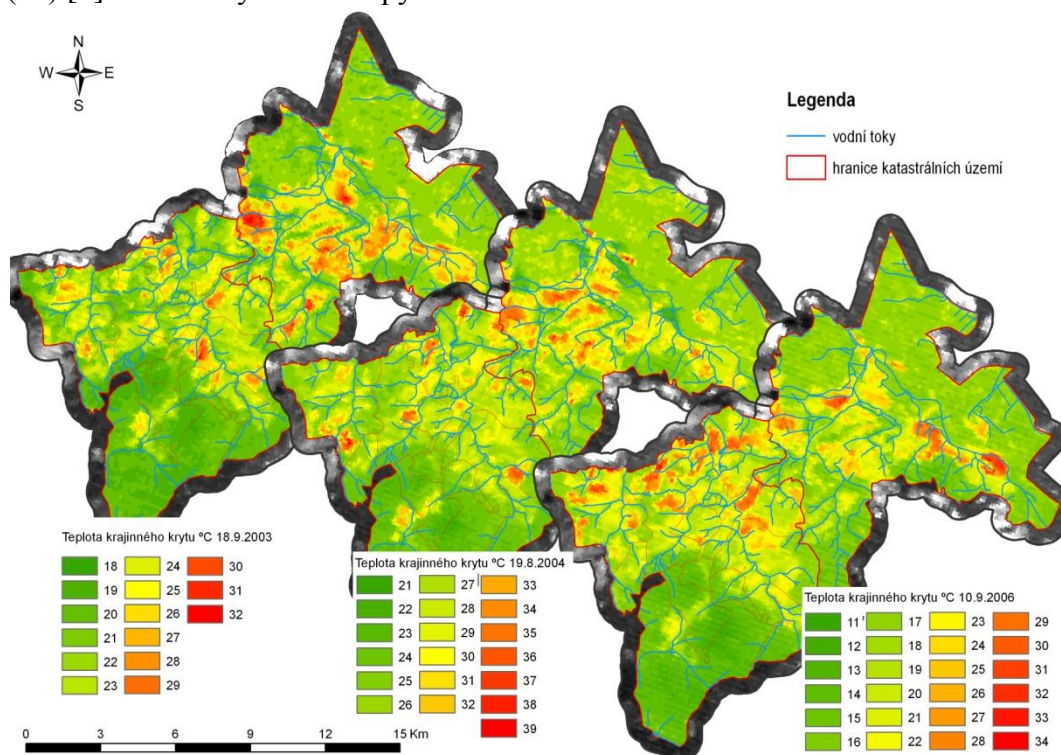
Při hodnocení teplot a vlhkostí krajinného krytu byla pro zájmová území využita analýza multispektrálních distančních dat – zpracovány byly scény družicového systému Landsat 5 (TM). Doba snímání družicí Landsat je v případě zájmových oblastí 10:34 (SELČ). Ke snímání stejného místa na zemském povrchu dochází v pravidelném šestnáctidenním intervalu (Jensen 2000; Lillesand et al. 2004).

Výřezy družicových scén z daného data byly geometricky a souřadnicově transformovány do souřadnicového systému JTSK podle orthorektifikované Družicové mapy ČR© 2002 ARCDATA PRAHA, s.r.o.

Převzorkování dat bylo provedeno metodou Nearest neighbour z důvodu zachování původních radiometrických hodnot pro následné zpracování dat [9]. Výpočty byly provedeny v PCI Geomatics (Geomatica Algorithm Reference 2003). Výsledné mapy byly ukládány ve formátu .tiff. S tímto formátem je možno dále pracovat v prostředí ArcGIS, nadefinovat zde souřadný systém a kombinovat je s dalšími daty [11].

Hodnocení teplot krajinného krytu z družicových dat (Landsat TM)

Pro výpočet teplot krajinného povrchu byl využit 6. termální kanál TM, obsahující záznam v intervalu elektromagnetického záření 10.4 – 12.5 μm (Campbell 2002). Přepočet digitálních hodnot na teplotu byl proveden pomocí modulu ATCORT 2 (Geomatica Algorithm Reference 2003) – principem je přepočet radiometrických hodnot vyzařování povrchu na teplotu absolutně černého tělesa. Pro další zpřesnění hodnot byly do modulu ATCORT 2 začleněny i doplňkové kalibrační údaje: geografická poloha, střední nadmořská výška, zenitový úhel Slunce v době snímání (vypočítaný programem SUN), dohlednost (data získaná z ČHMÚ) a roční doba. Výstupem jsou teploty krajinného krytu v absolutních hodnotách ($^{\circ}\text{C}$) [9]. Příklad výsledné mapy uvádí Obrázek 2.

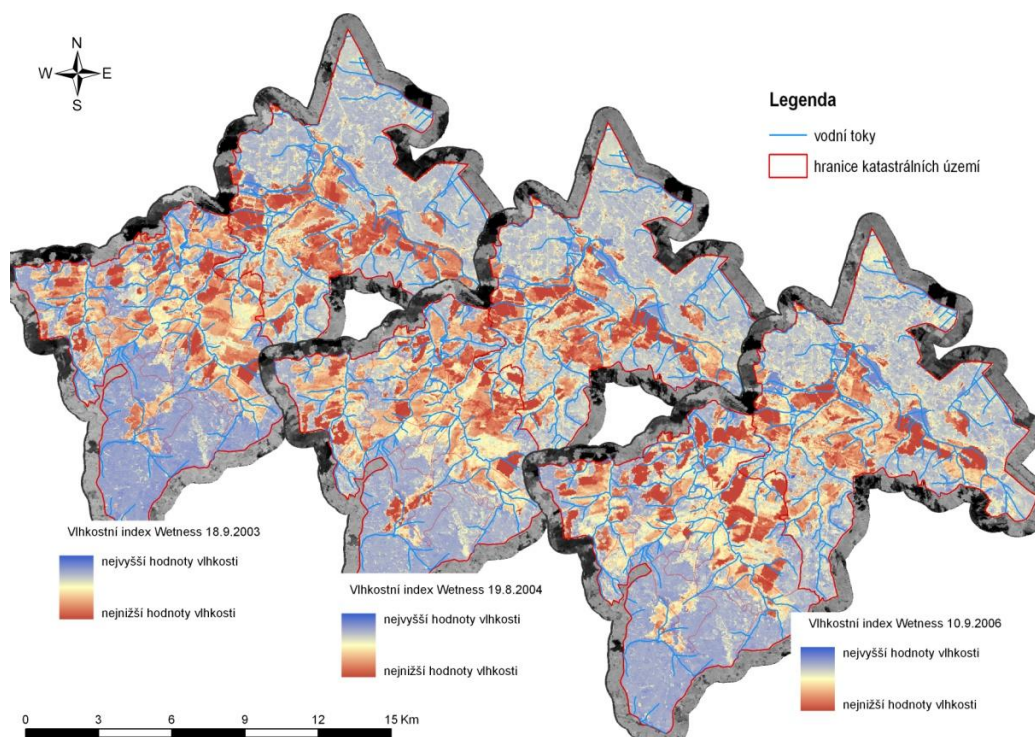


Obrázek 2 – Teplotní mapy vypočtené z dat družice Landsat 5 (TM) pořízených v letech 2003, 2004 a 2006 pro oblast Horního Stropnicka a Novohradska (Tematické mapy jsou součástí publikace Bodlák et al. 2008 ([9])

Hodnocení vlhkosti krajinného krytu z družicových dat (Landsat TM)

Hodnocení vlhkosti krajinného krytu nevychází z přímé funkční závislosti mezi vlhkostí a spektrálním projevem (v oblasti viditelného a IR spektra) jednotlivých jednotek krajinného krytu. Lze však vycházet ze spektrálních indexů, které vznikají kombinací různých spektrálních pásem. Jedním, velmi častým indexem, je lineární transformace Tasseled Cap (Kauth, Thomas 1976; Crist, Cicone 1984). Tato transformace je založena na principu analýzy hlavních komponent, přičemž neslouží jen k redukci objemu dat, ale jednotlivé komponenty mohou vyjadřovat vybrané fyzikální parametry krajinného krytu. Transformace se v případě družice Landsat TM nebo ETM+ vypočítá ze šesti spektrálních pásem (tj. ze všech kromě šestého pásma) a výsledkem jsou tři komponenty: Brightness (zářivost – nejvyšší hodnoty dosahují plochy s nejvyšší odrazivostí), Greenness (zelenost – přibližně koreluje s hustotou biomasy a s vitalitou zelených rostlin), Wetness (vlhkost – hodnoty vzrůstají s vlhkostí krajinného krytu). Právě komponenta Wetness byla využita pro vyjádření vlhkosti krajinného krytu, přičemž se jedná o bezrozměrné hodnoty. Principem této komponenty je zvýšení váhy spektrálního pásma ve středním IR záření, ve kterém je výsledná hodnota radiance značně ovlivněna přítomností vody (Lillesand et al. 2004) [9].

Vodní plochy a povrchy s vysokým obsahem vody mají nejvyšší hodnoty indexu a na snímku se tak jeví světlé, nízké hodnoty a tmavé tóny mají části obrazu s převládající odrazivostí holé půdy a sporé vegetace [11]. Výsledek tematických map vyjadřujících vlhkostní charakteristiky krajiny na příkladu zájmového území Stropnicka a Novohradsko ukazuje Obrázek 3.



Obrázek 3 – Vlhkostní parametry krajiny vypočtené z dat družice Landsat 5 (TM) pořízených v letech 2003, 2004 a 2006 pro oblast Horního Stropnicka a Novohradsko (Tematické mapy jsou součástí publikace Bodlák et al. 2008 ([10])

Stejně jako informace o funkčních parametrech krajiny ve formě teplotních a vlhkostních map zjištěných metodami DPZ lze veškeré zjištěné údaje (např. zjištěné při základním monitoringu území) digitalizovat v prostředí GIS. Můžeme tak vytvořit tematické mapy popisující území z hlediska stavu krajiny, fungování povodí z hlediska minimalizace látkových ztrát, struktury land use i vlhkostně-teplotních parametrů. Veškeré informace tak lze integrovat do časově a prostorově orientovaných dat o fungování krajinné struktury jako celku.

3.1.2 Křemežsko, Orlicko

Na vybraných územích byly využity tzv. funkční parametry krajiny pro vytipování potenciálně problémových lokalit či nefungujících krajinných struktur. Využívá se zde kombinace dat v podobě tematických map v prostředí ArcGIS.

Vlastní metodický postup předpokládá zpracování teplotních a vlhkostních poměrů území s využitím dat DPZ (viz. kap. 3.1.1) a využití dat pozemního průzkumu (měření vodivosti povrchových a mělkých podpovrchových vod) jako nepřímého ukazatele látkových ztrát.

Teplotní a vlhkostní mapy lze přímo uložit ve formátu, se kterým můžeme dále pracovat v prostředí GIS. Bodová měření pozemního monitoringu vodivosti povrchových vod je potřeba nejdříve převést do prostorové vrstvy. S využitím GPS souřadnic odběrových míst a hodnot vodivosti byla vytvořena bodová vrstva měření vodivosti v prostředí ArcGIS. Metodou interpolace IDW (Inverse distance Weighing), standardně dostupné v ArcGIS, byla následně převedena bodová měření do plochy – do podoby rastrové vrstvy vodivostí [11], [12].

Pokud pracujeme s daty pořízenými v různých částech roku či v různých letech, musíme provést standardizaci dat. Běžně se pro tyto účely využívá metoda standard Scores (z-scores) [11], [12].

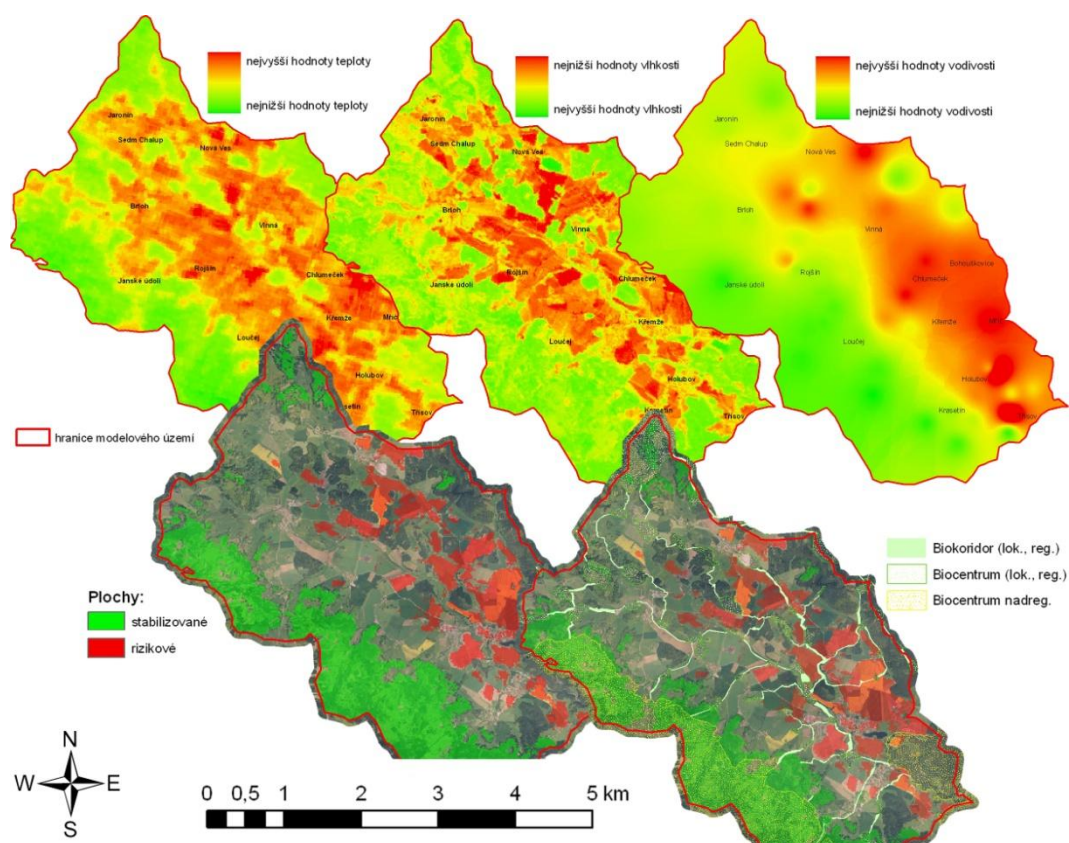
Takto vytvořené mapy poskytují rychlou a efektivní informaci o fungování krajiny z hlediska minimalizace látkových ztrát a optimálních vlhkostně-teplotních parametrů. Vycházíme-li z hlavní myšlenky holistického hodnocení krajiny, že dobře fungující krajina je schopna zadržet vodu, díky čemuž snáze vyrovnává teplotní rozdíly a zároveň ztrácí málo látek, pak můžeme přiřadit podle vypočtených hodnot každému pixelu tematické mapy nový kvalitativní význam – a) **Dobrá** – z hlediska dobře fungující krajiny či b) **Špatná** – ve smyslu špatně fungující krajiny.

V případě **teplotních map** je hodnota indexu vyjádřena přímo ve stupních Celsia, nízká hodnota indexu (nízká teplota) odpovídá dobře fungující krajině nebo krajinnému segmentu (kvalitativní význam **dobrá**), naopak vysoké hodnoty (vysoká teplota) značí z hlediska interpretace fungování krajiny nějaký problém, tedy **špatně** fungující krajinu (viz. Obrázek 4).

V případě vypočtených **vlhkostních map** je hodnota indexu vyjádřená ve stupních šedi (tzn., každý pixel může nabývat hodnot 0-255). Nejvyšší hodnoty indexu značí místa s největší vlhkostí (kvalitativní význam = **dobrá**),

naopak nejnižší hodnoty indexu odpovídají místům s nejnižší vlhkostí (**špatná**). Tudiž interpretace dat v případě vlhkostních indexů a jejich zařazení ke kvalitativní třídě je opačná, než je tomu u teplotních dat (viz. Obrázek 3). Vzhledem k další interpretaci dat a kvůli následnému zpracování je tedy nutné upravit škály vlhkostních map tak, aby nízké číselné hodnoty odpovídaly interpretaci, že dané území vykazuje dobré parametry a naopak vysoké číselné hodnoty budou indikovat problematické plochy. Úpravy škály lze jednoduše provést v Raster Calculatoru ArcGIS [11], [12]. Po úpravě dostaneme škálu, kde nízké hodnoty indexu nesou informaci o nejvlhčích místech a zároveň kvalitativní význam dobře fungující krajina (**dobrá**) a naopak vysoké hodnoty indexů (nízká vlhkost) náleží kvalitativní třídě **špatná** (viz. Obrázek 4).

V případě **map vodivosti** značí nejvyšší hodnoty indexu místa s největšími ztrátami látek a tedy špatně fungující krajinu z hlediska schopnosti uzavírat látkové cykly a zadržovat živiny a naopak.



Obrázek 4 – Kombinace dat funkčních parametrů krajiny (teplotní a vlhkostní mapy, údaje o vodivosti) k vytipování stabilizovaných a rizikových ploch v zájmovém území Křemežsko z hlediska fungování krajiny

Na základě předpokladu fungujícího vztahu mezi krajinnou strukturou, jejím teplotním a vlhkostním režimem a stavem vodních ekosystémů pak můžeme zjištěné údaje využít v jednoduché syntéze a vytipovat potenciálně rizikové oblasti z hlediska fungování krajiny.

Syntéza se provádí v prostředí ArcGIS přímým sečtením jednotlivých tematických map (vrstev). Výslednou mapu pak můžeme vizualizovat na základě histogramu rozdělení hodnot metodou Natural breaks (Jenks), která rozděluje výsledné hodnoty do několika skupin. K vizualizaci stabilizujících a rizikových krajinných ploch bylo použito pouze krajních hodnot (záporné hodnoty – stabilizující prvky, kladné hodnoty rizikové) (Obrázek 4).

Takto zjištěné údaje můžeme kombinovat s dalšími daty v prostředí GIS. Například lze srovnat se stávajícími skladebnými prvky ÚSES (Obrázek 4).

Závěr

S pomocí distančních dat můžeme objektivně a poměrně rychle hodnotit vybrané lokality, a to i velké územní celky, získáme tak nástroj, kterým můžeme identifikovat a vymežit problémové oblasti z hlediska fungování krajiny. Takto vytipovaná místa pak mohou být zkoumaná podrobněji následným terénním průzkumem a mohou zde být efektivněji aplikované přesnější analytické metody, které jsou většinou časově náročnější, a proto i jejich plánování a realizace musí být z hlediska efektivnosti i z hlediska ekonomického pečlivě promyšlené a připravené.

S využitím GIS můžeme tyto informace propojovat i s dalšími daty o krajině (struktura krajiny – LC/LU, měření vodivosti povrchových vod, hydrochemické rozbor, atd.), ať už získanými terénním mapováním či s využitím dalších metod. Výsledné tematické mapy pak mohou podávat integrální informaci o stavu krajiny. Do jisté míry lze také prognózovat budoucí vývoj krajiny ve smyslu jejího fungování (vývoj vegetace, stabilizujících a nestabilních ploch, možné ztráty látek, atd.). Díky vizualizaci výsledku, v podobě tematických map, získáme podklady, které lze využít pro podporu návrhů nejrůznějších opatření navrhovaných ke zlepšení fungování krajiny či jako argument v případě plánovaných zásahů, které by mohly prokazatelně zhoršit krajinnou strukturu a její fungování.

4 Hodnocení kvality vody malých vodních nádrží s využitím distančních hyperspektrálních dat

Vzhledem k tomu, že vodní plochy přináší ohromné množství benefitů nejen pro lidskou společnost jako takovou, ale i z pohledu fungování celé krajiny, je potřeba sledovat jejich kvalitu. Kvalita vody vodních těles velice rychle odráží celkový stav krajiny a změny, které v krajině nastávají. Většina dosavadních hospodářských aktivit v krajině je doprovázena zvýšením látkových toků ať už v podobě produkce znečištění nebo v podobě látkových ztrát z obhospodařované zemědělské půdy. Transport látek, především minerálních živin a organických látek, se projeví jako eutrofizační zatížení vodních toků a nádrží. V české krajině, v rybníčních oblastech, je třeba vzít v úvahu i rybářské hospodaření.

Kvalita vody se může rychle měnit v průběhu sezóny i let. A proto je potřeba mít nástroje, které lze využít pro rychlé, třeba i prvotní a informativní hodnocení. Veškeré vnitrozemské vody jsou ohroženy eutrofizací ať už z přírodních či antropogenních příčin, proto rozvoj metod hodnocení eutrofizace je velmi důležitý nejen pro vlastní management samotných nádrží, ale i pro navazující okolní krajinu jako celku.

Hlavním cílem práce bylo zjistit, zda lze kombinací hyperspektrálního leteckého a pozemního měření a vzorkování vody zjednodušit a zrychlit hodnocení kvality vody s akceptovatelnou přesností a to i v podmínkách ČR, tedy v případě hodnocení kvality vody malých vodních nádrží s velkou variabilitou podmínek.

Práce byla součástí společných aktivit pracovišť LAE, ENKI s.r.o. a CzechGlobe v.v.i. Podpořena byla několika granty: MŠMT NPVII 2B06068 – Ocenění a interpretace odezvy ekosystémů na environmentální zátěž v ČR; MŠMT MSM 6007665806 – Trvale udržitelné způsoby zemědělského hospodaření v podhorských a horských oblastech zaměřené na vytváření souladu mezi jejich produkčním a mimoprodukčním uplatněním; VAV MŽP SP/2d3/209/07 – Rybníční hospodaření respektující strategii udržitelného rozvoje a podporu biodiverzity; GAJU 107/2010/Z – Využití mokřadů a mělkých vod jako ekologických stabilizujících struktur v kulturní krajině; CzechGlobe – Centrum pro studium dopadů globální změny klimatu, Reg. č. CZ.1.05/1.1.00/02.0073, operační program VaVpI spolufinancován z fondů EU a státního rozpočtu

Z definice hlavního cíle vplynuly **výzkumné otázky**, které bylo třeba řešit:

Jak lze pomocí spektrálních vlastností vody odvodit chlorofyl-*a* (*chl-a*) a celkové nerozpuštěné látky (TSS) – spektrální popis vod?

Jak stanovit *chl-a* a TSS s pomocí metod DPZ?

Metodika měření hyperspektrální reflektance?

Lze nahradit in-situ měření reflektance vody a odhad množství parametrů kvality vody odhadem z DPZ dat?

Jaký je stav eutrofizace vod na Třeboňsku?

Jaká je výkonnost odvozovaných metod?

Aby mohl být hlavní cíl splněn, byly definovány následující **dílčí cíle práce**:

1. Stanovit obsah *chl-a* a TSS s využitím tradičních metod měření parametrů kvality vody (laboratorní analýzy)
2. Popsat chování opticky aktivních látek ve vodě (fytoplankton, cDOM, TSS) - protože různé vlnové délky světla jsou absorbovány selektivně vodou samotnou i různými opticky aktivními látkami ve vodě
3. Souvislost množství opticky aktivních látek ve vodě s barvou vody
4. Měření spektrálního projevu vod metodami DPZ – in-situ (pozemní) vs. letecké
5. Odvození obsahu chlorofylu (a phycocyaninu) a TSM z dat DPZ
6. Predikce eutrofizace ve vnitrozemských vodách pomocí metod DPZ – chybí komplexní metody monitorování a předpovědi eutrofizace; je problém, který může být řešený s využitím DPZ dat
7. Porovnání in-situ a leteckých DPZ metod – srovnání spektrální odpovědi
8. Ověření výsledků

Výběr lokalit

Pro práci byla vybrána lokalita Třeboňsko, a to ze dvou důvodů. Prvním důvodem je skutečnost, že v oblasti Třeboňska se provádí výzkum a sledování rybníků a dalších vybraných vodních ploch dlouhodobě (Pechar 2015). Druhým důvodem je to, že CHKO a biosférická rezervace Třeboňsko reprezentuje z hlediska kvality vody na poměrně malém území 700 km² širokou škálu podmínek i velký rozsah projevů eutrofizace (extenzivně i intenzivně využívané nádrže, s širokým rozpětím sledovaných parametrů kvality vody). Přestože jsou rybníky hlavně pod vlivem rybářského hospodaření, mají získané výsledky potenciál i pro další lokality, kde lze naopak předpokládat vliv povodí (krajiny), proto předpokládáme, že metodu bude možné aplikovat i na jiné oblasti a lokality v ČR.

Zahrnuty byly ale i lokality nerybníční – pískovny, které se svým charakterem blíží spíše charakteru čistých jezer – z hlediska nízkého obsahu chlorofylu i z hlediska větší hloubky vodního sloupce.

Na těchto lokalitách byly společně s hyperspektrálními radiometrickými měřeními provedeny odběry vody a jejich laboratorní analýza – stanovení obsahu chlorofylu (*chl-a*) a celkových nerozpuštěných látek (TSS). Metodika měření reflektance v terénu i leteckým skenerem AISA je podrobněji popsána v [8] (viz. ČLÁNEK 3). Seznam lokalit společně s výsledky laboratorních analýz uvádí tabulka 1 (ČLÁNEK 4).

4.1 KVALITA VODY A METODY STANOVENÍ

4.1.1 Kvalita vody

Hodnocení kvality vody je často spojeno s využíváním vody pro lidskou potřebu, jedno zda pro pitné účely, rekreaci, průmyslové využití, závlahy, rybářství, apod. Z výčtu je patrné, že jde o charakteristiku, již nelze jednoduše definovat a stanovit jednoduše standardy, které by vyhovovaly všemu použití (např. u závlahové vody nebo průmyslové vody požadujeme jinou kvalitu než u vody pitné). V širším pohledu ale všechny lidské aktivity spolu s přírodními procesy ovlivňují kvalitu vodních ekosystémů. Vodní nádrže a stav hydrosféry obecně můžeme využít jako obraz zdraví krajiny, protože integrují vlivy z okolí a odráží tak aktuální stav zatížení prostředí. Prostřednictvím monitorování kvality vody lze usuzovat nejen na kvalitu prostředí, ale můžeme odhalit nevhodné či špatné zásahy či chyby v managementu krajiny i jednotlivých nádrží.

Obecně se kvalitou vody rozumí hodnocení souboru jejích vlastností z hlediska vhodnosti pro různé druhy využití, z hlediska míry toxicity vody pro organismy či obecně ve vztahu k přírodnímu prostředí (Langhammer 2002). Hodnocení kvality vody je tedy proces, při kterém se hodnotí fyzikální, chemické, biologické a estetické vlastnosti vody a zahrnuje celou škálu hodnocených parametrů (viz. např. Pitter 1999; Langhammer 2002; Sugumaran et al. 2005; Usali and Ismail 2010). V současnosti je klíčovým dokumentem pro vodní hospodářství Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES (WFD), která ukládá v rámci plánů povodí definovat a dosáhnout dobrý chemický a ekologický stav vodních útvarů. Ten by měl odpovídat tzv. typově referenčním podmínkám. Stanovení takových podmínek však může být problém pro některé lokality, které na jedné straně vykazují vysokou míru přírodně blízkých vlastností, ale zároveň je lze chápat jako vysoce modifikované lokality z hlediska jejich využívání. Příkladem mohou být rybníky, které jsou v naší krajině nejčastější lokalitou stojatých vod.

Z hlediska fungování krajiny hrají rybníky důležitou roli, protože jsou schopné účinně zasahovat do látkových toků ve vodním prostředí. Některé látky jsou zde zachycovány, jiné přeměňovány nebo uvolňovány, a rybníky tak ovlivňují kvalitu vod navazujícího povodí (Potužák, Duras 2015). Klíčovým prvkem v procesu eutrofizace je v tomto případě podle Durase a Potužáka (2015) fosfor. Z výsledků systematického bilančního monitoringu (živinové bilance) rybníků vyplynulo, že rybníky mohou efektivně fosfor zadržovat, ale také v jiných případech mohou fosfor uvolňovat do recipientu. Příčinou zhoršené kvality vody v našich rybnících jsou zejména bodové zdroje znečištění. Další obrovská zásoba je také v sedimentech, jakási stará ekologická zátěž, která se postupně může uvolňovat do vody a v podstatě bez příčiny tak zvyšovat koncentrace fosforu. Z hlediska monitoringu pro účely Směrnice 2000/60/ES je kvalita vody sledována pouze na vybraných nádržích větších než 5 km² (Metodický pokyn MŽP a MZe). Ale je zřejmé, že rozsah sledování a monitoringu by bylo vhodné rozšířit, právě kvůli tomu, jak významnou roli mají rybníky v procesu transportu a transformace živin.

4.1.2 Metody hodnocení kvality vody

Kvalita vody se standardně hodnotí **klasickými metodami**, které zahrnují dva přístupy: 1. Fyzikálně-chemický (analytický) a 2. Biologický (holistický) přístup (Langhammer 2002). Oba jsou v hodnocení kvality vody nezastupitelné a většinou se používají současně. Už z principu jejich stanovení s sebou ovšem nesou jak výhody, tak i nevýhody (Tabulka 11).

Tabulka 11 – Klasické metody stanovení jakosti vody, jejich výhody a nevýhody
(Zdroj: Langhammer 2002, 2004)

	<i>Fyzikálně-chemický přístup (Hydrochemická metoda)</i>	<i>Biologický přístup (Hydrobiologická metoda)</i>
Princip stanovení	Založená na bodových odběrech vzorků vody a na jejich laboratorních analýzách (jakost vody hodnotí podle míry koncentrace určitých látek v odebraném vzorku či měření základních fyzikální vlastností vody)	Stanovení nepřímo pomocí tzv. biomonitorů (podle přítomnosti určitých organismů, které odrážejí stav a změny jakosti vody, lze stanovit celkový průměrný stav jakosti vody)
Výhody	Velmi přesné stanovení koncentrace látek ve vodách	Komplexnější hodnocení – znečištění urč. úseku toku a jeho ekologický stav lze prokázat bez nutnosti nákladných rozborů
Nevýhody	Časově i finančně náročné odběry, omezené na odběrné místo, hloubku odběru a jeho čas. Měřeno jen malé množství lokalit.	Sledování nedokáže určit znečišťující látky ani určit jejich koncentrace nebo celkové množství

Terénní odběry vzorků vody pro jejich analytické zpracování jsou časově i finančně poměrně náročné, a nepostihují ani distribuci daného parametru kvality vody v prostoru ani v čase (tzn., že např. nemusí vůbec postihnout masivní rozvoj vodního květu na druhé straně vodní nádrže, než na které probíhá odběr vody). Kontrola je také omezena na malé množství lokalit, které je schopna obsluha fyzicky skutečně objet a zpracovat. Pravidelně se většinou sledují pouze velké nádrže s převážně vodohospodářským využitím (Státní podniky Povodí). Malé vodní nádrže nebo nepřístupné lokality nejsou sledovány vůbec nebo jen v omezeném rozsahu (např. původní odměrná místa sledovaná ZVHS byla z velké části zrušena, čímž byla přerušena kontinuita dat (ústní sdělení ing. Kobylka, ZVHS OPV).

Metody DPZ mohou sloužit jako alternativní metoda doplňující nebo nahrazující klasické metody monitorování kvality vody a ve srovnání s nimi s sebou přináší i určité výhody. Díky tomu, že jde o metody sledování a zkoumání objektů na dálku bez přímého kontaktu s nimi, jsou tyto metody nedestruktivní a neinvazivní. V případě leteckých či satelitních dat lze díky šířce záběru senzorů získat data z velkého území najednou a díky tomu přináší synoptický pohled na dané území. Zároveň umožňují postihnout prostorovou a časovou distribuci sledovaného jevu/objektu.

Díky tomu, že různé senzory poskytují data v různých intervalech elektromagnetického záření, lze metody DPZ použít pro hodnocení nejrůznějších jevů a procesů na zemském povrchu a lze takto získat i informace, které jsou pouhým okem nezjistitelné.

Klíčovou charakteristikou, která se v DPZ vody využívá, je reflektance neboli spektrální odrazivost povrchu. Hydrologická data jsou získávána nepřímo na základě interpretace naměřeného elektromagnetického záření. Analýza dat většinou spočívá v určení regresních rovnic mezi požadovanou informací a naměřenou intenzitou pixelů ve snímku (Ritchie, Schiebe 2000). Takto získané regrese jsou však místně specifické a bez reparametrizace je nelze přímo aplikovat na jiné oblasti [7] (ČLÁNEK 4).

Je však třeba mít na paměti, že využití distančních dat s sebou nese i určitá negativa. Sledovat metodami DPZ lze pouze ty parametry kvality vody, které jsou tzv. opticky aktivní, což znamená, že jsou schopny absorbovat nebo rozptylovat dopadající záření a díky tomu ovlivňovat výsledný tvar naměřené reflektance z vodní hladiny. Jde tedy pouze o vybrané specifické parametry kvality vody. Navíc takto nelze zjistit zcela přesné koncentrace těchto parametrů ve vodě, jde pouze o jejich odhad na základě matematických/korelačních vztahů. Omezení využitelnosti těchto dat s sebou také nesou technické parametry použitých senzorů [1] (viz ČLÁNEK 1 a kap. 1.3) a s tím související velikost objektů, které lze ještě těmito nástroji sledovat, jako například využití satelitních dat při sledování malých vodních ploch s rozlohou menší než 4 ha [7]. A v neposlední řadě také dostupnost dat (zejm. časové rozlišení) [1].

V případě využití terénních/in-situ spektrometrů pro měření reflektance z vodní hladiny lze získat spektrální informaci s velmi podrobným spektrálním rozlišením a díky tomu lze rozlišit a sledovat velké detaily, ale stejně jako v případě laboratorních analýz jde o bodová měření, a tedy omezené jen na počet lokalit, které je obsluha schopna změřit za den.

4.2 DPZ vodních ploch

V oblasti hodnocení vodního prostředí jsou metody DPZ využívány od 70. let 20. století pro hodnocení barevného projevu oceánských vod (Ritchie et al. 2003) s využitím multispektrálních satelitních senzorů. V současnosti se pro hodnocení kvality vody místo těchto senzorů začaly využívat senzory hyperspektrální. Stále však převážně pro hodnocení oceánského či mořského prostředí, případně vnitrozemských vod v podobě velkých vodních ploch (jezer) s relativně čistou vodou (Moses 2009; Gilerson et al. 2010; Gurlin et al. 2011; Olmanson et al. 2011; Yacobi et al. 2011; Moses et al. 2012; Mohamed 2015 a další). Dalo by se však říci, že pro tyto vody nemá využití hyperspektrálních dat v podstatě smysl, protože jsou z hlediska optických vlastností relativně jednoduché (ovlivněné v podstatě jen fytoplanktonem – viz kap. 4.3) a k odhadu koncentrace chlorofylu využívají pouze několik pásem v zelené a modré oblasti spektra (Morel, Prieur 1977). Navíc i jejich rozlohy jsou většinou obrovské, takže multispektrální data

s jejich nižším prostorovým i spektrálním rozlišením poskytují dostatečně přesné výsledky a objemy dat, se kterými musíme pracovat, nejsou tak velké ve srovnání s hyperspektrálními daty (Dekker et al. 2001).

V poslední době se začíná objevovat čím dál více prací zabývajících se hodnocením kvality vody eutrofních turbidních vod (Zimba, Gitelson 2006; Menken et al. 2006; Gilerson et al. 2010; Olmanson et al. 2011; Sokoletsky et al. 2011; Yacobi et al. 2011; Moses et al. 2012; Shi et al. 2013), ovšem opět jde spíše o velké vodní nádrže, ústí velkých řek nebo pobřežní vody. Jako eutrofní turbidní vody jsou zde většinou označovány vody s obsahem chlorofylu $0-70 \mu\text{g.l}^{-1}$. Tyto koncentrace jsou ve srovnání s našimi lokalitami na úrovni nejvýše mezotrofních vod. Spektrální signatura se u uváděných vod stále podobá spíše projevu oceánských vod s jedním typickým spektrálním maximem ve VIS části spektra (v případě eutrofnějších vod vykazují i další maxima, ale maximum ve VIS je stále nejvýraznější). Skutečně eutrofní až hypertrofní vody v našich podmínkách však vykazují další dvě maxima v delších vlnových délkách, které jsou s rostoucími koncentracemi chlorofylu často výraznější než maxima v oblasti 400-500 nm [7] a [8].

V literatuře lze najít i lokality podobné obsahem látek našim lokalitám (Arenz et al. 1996; Menken et al. 2006; Zimba, Gitelson 2006; Abd-Elrahman et al. 2011; Igamberdiev et al. 2011), nicméně přímo v podmínkách ČR se práce podobného charakteru vyskytují jen sporadicky. Jednou z prací, monitorujících lokality v České republice, je práce o využití hyperspektrálních dat pro monitorování chemických parametrů povrchových důlních vod Sokolovské hnědouhelné pánve (Hladíková 2012), zaměřená na zjišťování obsahu rozpuštěného železa a suspenze. Monitoring optických parametrů vody s využitím DPZ ve své práci využili také Brunclík a Danquah (2012) na vybraných lokalitách Pardubicka a okolí. K výzkumu ovšem použili multispektrální data družice Landsat 7, která jsou ale z důvodů horšího prostorového rozlišení obtížně využitelná na lokalitách menších než 4 ha [7] (viz ČLÁNEK 4). Problematika monitorování malých vodních nádrží je v podmínkách ČR poměrně nová a neprozkoumaná a má svá specifika.

4.3 Základy optiky vodního prostředí (specifika malých turbidních nádrží)

Optické vlastnosti vody (resp. spektrální projev vody) jsou ovlivňovány tzv. opticky aktivními látkami obsaženými ve vodním sloupci i vodou samotnou.

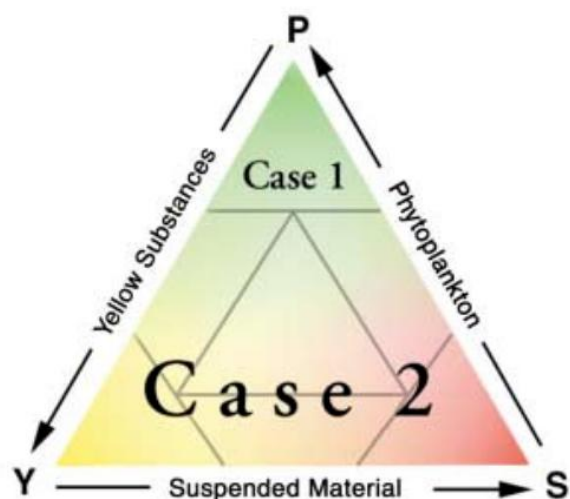
Hlavními opticky aktivními látkami, které ovlivňují kvalitu vod, jsou: 1. Fytoplankton (resp. *chl-a* a další pigmenty a produkty jejich degradace), 2. Nerozpuštěné látky (turbidita) a 3. Barevné rozpuštěné organické látky.

Tyto hlavní parametry, spolu s teplotním znečištěním, olejovými filmy a vodními cévnatými rostlinami, svými specifickými rozptylovými a absorpčními vlastnostmi mění spektrum dopadajícího slunečního záření, které je odražené nebo emitované z hladiny, a mohou tak být měřeny za použití DPZ technik.

Většina chemických látek (živiny, pesticidy, kovy) a patogenní organismy, které také ovlivňují kvalitu vody, nemění přímo spektrální (nebo tepelné) vlastnosti povrchových vod. Díky tomu je nelze odvodit přímo z DPZ dat, ale pouze nepřímo pomocí opticky aktivních parametrů, které sami ovlivňují (Ritchie et al. 2003).

Zkoumání vodního prostředí a rozvoj celého oboru optiky vody v masovějším měřítku začal s uvolňováním a rozvojem DPZ senzorů i pro komerční účely. Poznatky z optiky vodního prostředí pochází především ze studií oceánského prostředí a velkých jezer, pro které byly zejména využívány. Obecně lze říci, že tyto typy vod jsou specifické svojí velkou rozlohou a hloubkou. Proto lze tyto vody monitorovat i s využitím dat s nižším prostorovým rozlišením (viz. kap. 4.2). Navíc je v těchto vodách oligotrofního charakteru interpretace dat relativně snadná, protože jejich spektrální projev (výsledný tvar křivky reflektance) je dán převážně přítomností fytoplanktonu, resp. chlorofylu-*a* a produkty jeho degradace. Proto i odhad koncentrace chlorofylu jako míry množství fytoplanktonu z reflektance je relativně jednoduchý. Používá se jednoduchých algoritmů založených na poměru vlnových délek v modré a zelené části elektromagnetického spektra, např. tzv. blue-green ratio (R_{440}/R_{550}) poprvé použitý Gordonem a Morelem (1983) [6]. Podle optické klasifikace vod navržené Morelem a Priurem (1977) se tento typ vod označuje jako optický typ 1, tzv. CASE I (Obrázek 5). Původní definice, že je chlorofyl jediným faktorem ovlivňujícím barvu vody, byla pozměněna, neboť vedle fytoplanktonu jsou zde i další malé organismy (bičíkovci, heterotrofní bakterie a viry), které svými absorpčními vlastnostmi ovlivňují výsledné optické vlastnosti vod typu I (IOCCG 2000). Díky tomu je dosahováno větší přesnosti odvozovaných produktů (odhad množství optických parametrů kvality vody pomocí algoritmů využívajících hodnot reflektance v určitých vlnových délkách).

U vnitrozemských produktivních a turbidních vod obecně, kam patří i rybníční vody, jsou kvalita vody a tím i její spektrální vlastnosti proměnlivé. Optickými vlastnostmi se řadí k typu CASE 2 (Obrázek 5). Na výsledném spektrálním projevu se podílí nejenom obsah fytoplanktonu, ale i různý obsah nerozpuštěných látek a barevných látek pocházejících zejména z povodí. Díky tomu je i interpretace optického signálu těchto vod komplikovanější [6].



Obrázek 5 – Schematické znázornění optických typů vod (Zdroj: IOCCG 2000)

4.3.1 Radiometrické veličiny

Optika vodního prostředí se zabývá 1. fyzikálním chováním světla (obecně záření) na povrchu a ve vodním sloupci – studuje, jak světlo proniká do vodního prostředí a vstupuje do fyzikálních, chemických a biologických procesů. 2. Zabývá se také studiem přenosu informací pomocí optického signálu nad vodní hladinou a ve vodě, což je důležité právě pro využití v DPZ. Při studiu vodního prostředí se využívá optická část elektromagnetického spektra.

Pro jeho sledování a popis účinků ve vodním prostředí je účelné použít radiometrické veličiny jako je záře, ozáření, intenzita a zeslabení. Radiometrické veličiny spolu se spektrálními charakteristikami umožňují aplikovat vztahy geometrické optiky, které jsou důležité z hlediska správné interpretace používaných senzorů.

Klíčovou charakteristikou využívanou v DPZ vody k identifikaci parametrů její kvality je reflektance (spektrální odrazivost povrchu). Tato veličina se bohužel nedá přímo měřit distančními senzory. Lze však definovat na základě radiometrických veličin (Tabulka 12).

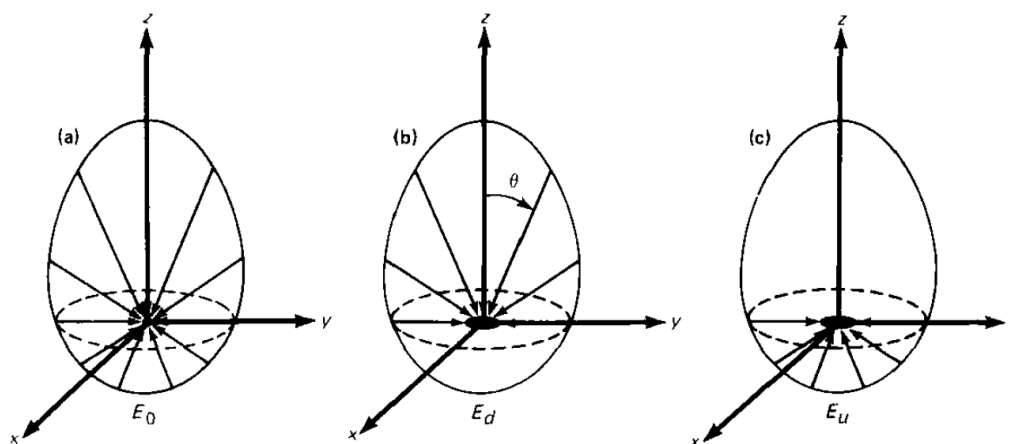
Nejsnáze a nejčastěji měřenými veličinami jsou různé typy **spektrálního ozáření** (irradiance), které se od sebe liší 1. rozsahem prostorového úhlu, ve kterém jsou definované; 2. úhlem měřicího senzoru (např. kosinový, skalární) a 3. měřeným spektrálním rozsahem (Apel 1988). Množství ozáření může být definované s ohledem na různý povrch, ze kterého je měřeno jako 1. rovinné (plane irradiance) nebo 2. skalární (scalar irradiance) ozáření (Obrázek 6). V literatuře zkoumající vodní prostředí se běžně používá pouze termín „irradiance“, a pokud se výslovně neuvede jinak, ve většině případů je jím myšleno rovinné ozáření, tedy záření dopadající (nebo odražené) na (z) rovný povrch, typicky měřené kosinově korigovanými kolektory.

Tabulka 12 – Základní radiometrické veličiny využívané v optickém DPZ

(Zdroj: Cambell 2002; Apel 1988; Encyklopedie fyziky [online])

Integrální VELIČINA*	Symbol	Jednotky	DEFINICE	Spektrální veličina* [jednotky]
Zářivý tok (radiant flux)	Φ_e	W	Určuje množství energie vyzářenou zdrojem za jednotku času. Někdy je také označovaná jako zářivý výkon.	Spektrální zářivý tok $\Phi_{e\lambda}$ [W.m ⁻¹]; resp. [W.nm ⁻¹]
Ozářenost /intenzita ozáření (Irradiance)	E_e	W.m ⁻²	Udává výkon světelné energie, která dopadá na jednotku plochy.	Spektrální ozáření $E_{e\lambda}$ [W.nm ⁻¹]
Intenzita vyzářování/ zářivá exitance/ emitance (radiant exitance)	M_e	W.m ⁻²	Udává výkon vyzářený/emitovaný z jednotky plochy.	
Zář/měrná zářivost (radiance)	L_e	W.m ⁻² .sr ⁻¹	Udává světelný výkon (zářivý tok), který se z jednotky plochy povrchu tělesa vyzáří do určitého prostorového úhlu.	Spektrální zář $L_{e\lambda}$ [W/m ² /sr/nm] [W.m ⁻³ .sr ⁻¹]

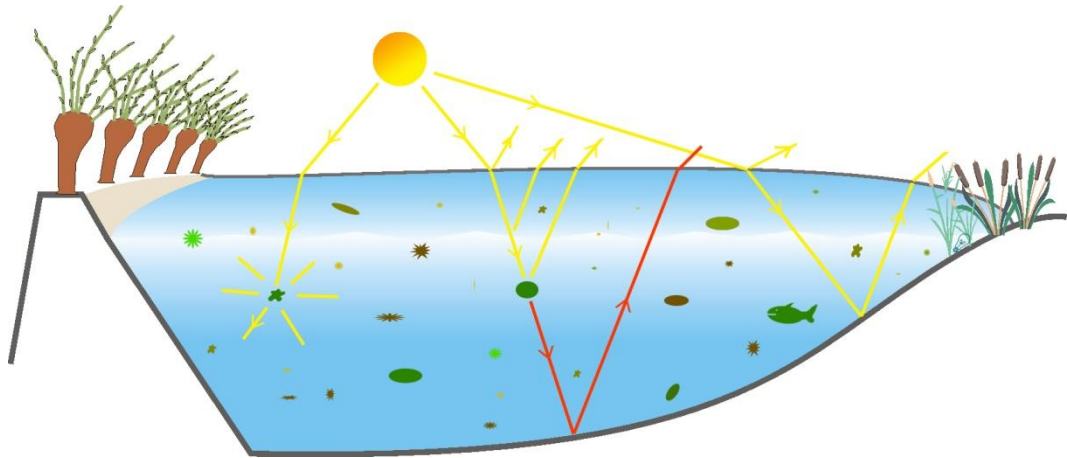
* Pozn: Uvedené veličiny patří mezi tzv. integrální radiometrické veličiny, které popisují celkový účinek záření všech vlnových délek nebo frekvencí. Ke každé integrální veličině existuje odpovídající spektrální veličina, které popisují účinek záření jedné vlnové délky nebo frekvence, je tedy vztažena na určitou část elektromagnetického spektra (vlnovou délku).



Obrázek 6 – Schematické znázornění typů ozáření: a) Skalární ozáření E_0 dopadající na malý všesměrný detektor jako je např. fotosyntetická buňka; b) Dopadající ozáření E_d – energie dopadající za jednotku času na plochu horizontálně umístěného senzoru (kosinový kolektor) z celé horní polokoule; c) Odražené ozáření E_u z dolní polokoule na malou plochu snímáčního zařízení (převzato z Apel 1988)

Další veličinou je **Radiance L** (zář, měrná zářivost), která udává světelný výkon (zářivý tok), vyzářený (nebo dopadající) z jednotky plochy povrchu tělesa určitého prostorového úhlu. Udává se v jednotkách W.m⁻².sr⁻¹ nebo W.m⁻².sr⁻¹.nm⁻¹ v případě měření spektrální radiance L_λ . Opět můžeme měřit zář emitovanou/vyzářenou z povrchu nebo zář na povrch dopadající.

Sluneční záření, dopadající na zemský povrch, je kvalitativně i kvantitativně pozměňováno svým průchodem atmosférou a další změny prodělává ve vodě (Obrázek 7).



Obrázek 7 – Změny dopadajícího slunečního záření při jeho průchodu vodním sloupcem. Dopadající ozáření Slunce a oblohy ($E_{sun} + E_{sky}$) je pozměňováno různými procesy: a) Odrazem – přímo z hladiny nebo na organických a anorganických částicích; b) Absorpcí – ve vodě rozpuštěnými látkami; c) Rozptylem – na organických a anorganických částicích

Celkové záření L_t , které je poté měřeno distančními senzory nad vodní hladinou, je výsledkem těchto procesů a skládá se z několika komponent (1):

$$L_t = L_p + L_b + L_s + L_v \quad (1)$$

kde:

L_t – Celkové záření měřené nad vodní hladinou (total upwelling radiance)

L_p – Rozptyl v atmosféře (L_p – radiance from atmospheric scattering)

L_b – Odraz ode dna (L_b – bottom reflection, radiance from the bottom)

L_s – Povrchový odraz (L_s – surface reflection, water-surface radiance)

L_v – Objemový odraz (L_v – volume reflection, subsurface volumetric radiance)

Klíčovou informací o kvalitě vody v sobě nese pouze **objemový odraz L_v** , ostatní složky jsou v tomto případě nežádoucí. Objemový odraz nelze měřit přímo, ale vždy je měřen společně s povrchovým odrazem L_s jako celkové záření opouštějící vodní sloupec, právě proto, že je měřen senzory umístěnými nad hladinou.

Složka L_s nese informaci o záření odraženém na rozhraní voda-vzduch. Přestože nenese žádnou informaci o kvalitě vody, mohou rozdíly v hodnotách L_s dané podmínkami prostředí vnášet chyby v odhadu kvality vody, proto je nutné tento signál z celkového záření L_t odstranit (Singh et al. 2008).

V případě měření reflektance terénním spektrometrem z malých výšek (obvykle několik desítek cm nad povrchem hladiny) je **vliv atmosféry L_p** pomíjen. V případě satelitních a leteckých dat už je vliv atmosféry významný a atmosférické korekce jsou významným krokem v procesu zpracování dat, který má zásadní vliv na kvalitu a použitelnost měřených dat.

Signál dna L_b je komponenta výsledného signálu, která je při zkoumání vlastností vodního sloupce významná zejména u mělkých a čistých vodních ploch s vysokou průhledností, kde může záření pronikat až ke dnu. V tomto případě je nutné tuto komponentu odstranit. V hlubokých vodních tělesech se ale obvykle zanedbává, jako veličina, která nemůže výslednou L_t ovlivňovat. Stejně tak u turbidních nádrží (rybníků) signál dna neovlivňuje výslednou L_t , zejména kvůli nízké průhlednosti vody, způsobené silnou absorpcí a rozptylem a vertikálním zeslabením dopadajícího slunečního záření (více viz kap 4.4). V některých případech je tato komponenta přímo vyžadovaná, a to při využití DPZ metod pro měření hloubky vod.

4.3.2 Reflektance

V oblasti DPZ vody vyvstává i další problém, a to ve vlastní terminologii v případě spektrální odrazivosti vody. V literatuře se objevují různá označení pro odrazivost – reflektanci. V mnoha případech však různá pojmenování znamenají jednu a tu samou veličinu. Při studiu literatury jsem se potýkala s problémem, že pro jednu veličinu existuje několik různých pojmenování či zkratk. To je poněkud matoucí, protože s pojmenováváním jednotlivých veličin souvisí i problematika jejich měření. Navíc jsem často obtížně hledala odpovídající české názvy, které by vyjadřovaly veličiny, které jsou v zahraniční literatuře běžně používané. Literatura v českém jazyce k danému tématu, která by komplexně řešila optiku vodního prostředí, chybí.

Pojmům spektrální odrazivost, spektrální reflektance, reflektance povrchu či jen reflektance odpovídají anglické názvy surface reflectivity a reflectance.

Obecná definice spektrální reflektance (Aggarwal 2004)

Spektrální odrazivost $\rho(\lambda)$ je poměr množství záření odraženého od povrchu $E_R(\lambda)$ a množství záření na povrch dopadajícího $E_I(\lambda)$, vyjádřený jako funkce vlnové délky (λ).

$$\rho(\lambda) = [E_R(\lambda) / E_I(\lambda)] \times 100$$

Vykreslením závislost mezi reflektancí $\rho(\lambda)$ a vlnovou délkou dostaneme křivku spektrální reflektance.

Pozn. Pokud je reflektance vyjádřena ve smyslu celkového množství záření dopadajícího na povrch (tedy ne jako množství záření určité vlnové délky nebo pásma), je také označována jako *albedo* (NASA, Giovanni Manual).

4.3.2.1 Objemová reflektance vody

Pro objemovou reflektanci jsou v literatuře používány následující termíny – Volume reflectance; Irradiance reflectance; Irradiance ratio; Diffuse reflectance (Bukata, Bruton a Jerome 1985). V novějších pracích lze také najít termín Subsurface irradiance reflectance (Igamberdiev 2010).

Už z některých anglických termínů vyplývá, že objemová reflektance $R(z,\lambda)$ je definována jako poměr intenzity záření odraženého od povrchu $E_u(z, \lambda)$ a intenzity záření na povrch dopadajícího $E_d(z, \lambda)$ ve všech směrech (Obrázek 8), vyjádřená vztahem (2):

$$R(z, \lambda) = \frac{E_u(z, \lambda)}{E_d(z, \lambda)} \quad (2)$$

kde:

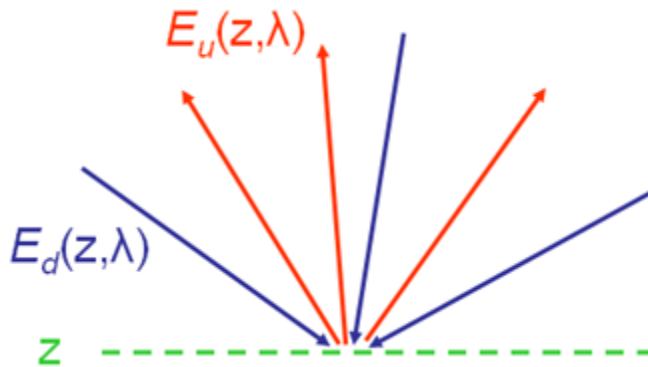
$R(z,\lambda)$ – objemová reflektance (spectral irradiance reflectance)

$E_u(z,\lambda)$ – intenzita odraženého záření

$E_d(z,\lambda)$ – dopadající ozáření

z – hloubka (jakákoliv hloubka vodního sloupce nebo vzduchu nad hladinou)

λ – vlnová délka



Obrázek 8 – Znázornění světelných paprsků využívaných při měření objemové reflektance vody (převzato z <http://www.oceanopticsbook.info>)

Na základě další radiometrické veličiny, záření (L), lze definovat tzv. remote sensing reflectanci R_{RS} . Na rozdíl od „irradiance reflectance“ je funkcí pozorovacího úhlu senzoru stejně jako L_w , na základě které je definovaná. R_{rs} je měřítkem toho, jak velká část záření dopadajícího (E_d) na povrch ve všech směrech je nakonec odražena z tohoto povrchu (L_w) do malého úhlu v určitém směru (Obrázek 9). Definovaná je vztahem (7):

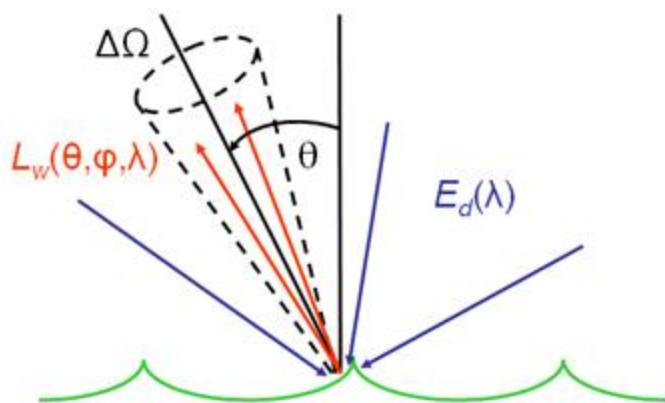
$$R_{rs}(\theta, \varphi, \lambda) = \frac{L_w(\theta, \varphi, \lambda)}{E_d(\lambda)} \quad (\text{sr}^{-1}) \quad (3)$$

kde:

R_{rs} – reflektance

L_w – záření z vody (water-leaving radiance) ($\text{W}/\text{m}^2/\text{sr}$)

E_d – intenzita dopadajícího záření (W/m^2)



Obrázek 9 – Znázornění světelných paprsků využívaných pro definování remote-sensing reflektance R_{RS} (převzato z <http://www.oceanopticsbook.info>)

Na závěr bych chtěla zmínit ještě jeden způsob měření reflektance vody, který se využívá v případě měření in-situ reflektance, tzn. terénními spektorradiometry. K měření množství dopadajícího záření se využívají tzv. referenční standardy. Referenční terčíky či standardy jsou vyrobeny z materiálů, které mají téměř stoprocentní odrazivost. V tomto případě je výsledná reflektance vody definovaná jako poměr mezi intenzitou světelného záření odraženého od referenčního standardu maximální odrazivosti a intenzitou světelného záření odraženého od měřeného vzorku pro dané spektrum vlnových délek (ČOS 108007 2010). Tento způsob měření byl využit k získání reflektance in-situ na zájmových lokalitách Třeboňska (více viz ČLÁNEK 3; a kap. 4.4.1).

4.4 Informativní vrstva DPZ

Pokud zkoumáme vodní plochy pomocí optického DPZ, je důležité vědět jak hluboko do vody vlastně senzor „vidí“, tj. z jaké vodní vrstvy (tloušťky) vlastně informaci získáváme.

Většina prací zabývajících se sledováním vodního prostředí metodami DPZ nezdůrazňuje, že informace nepochází z celého vodního sloupce, ale pouze z tzv. **informativní vrstvy**, která je daná tím, jak hluboko je sluneční záření schopno proniknout a jak je při průchodu vodou zeslabeno. Navíc pro různé vlnové délky může tato vrstva být rozdílná.

Jinak řečeno, voda samotná a zejména přítomné rozpuštěné a nerozpuštěné opticky aktivní látky modifikují dopadající záření a zeslabují jeho pronikání do vodního sloupce. V závislosti na tomto zeslabení, které je závislé na vlnové délce, pak můžeme stanovit hloubku, do které proniká záření různých vlnových délek a tedy i tloušťku/mocnost informativní vrstvy, ze které DPZ dokáže získat informaci.

Gordon a McClunney (1975) teoreticky dokázali, že přibližně 90 % záření opouštějícího vodu pochází z vodního sloupce o hloubce z_k , ve které se intenzita dopadajícího světla (E_d) sníží na $1/e$ jeho povrchové hodnoty.

Tato hloubka z_k se nazývá **hloubkou zeslabení** (attenuation depth) (Arst 2003), ve starší literatuře je též označovaná jako hloubka penetrace či optická hloubka (Sathyendranath 1986, Farmer et al. 1993 in Arst 2003). Odpovídající vrstva vody nad touto hloubkou je pak považovaná za informativní vrstvu distančních měření a 90 % získané informace pochází právě z ní. Hloubku zeslabení můžeme odhadnout na základě vertikálního difúzního koeficientu zeslabení.

Na základě měření dopadajícího nebo odraženého ozáření v různých hloubkách lze hodnotit zeslabení světla procházejícího vodním sloupcem (a také stanovit irradiance reflektanci (1).

Vertikální difúzní koeficient zeslabení K_d lze na základě dopadajícího ozáření definovat následujícím způsobem (4) (Arst 2003, Kirk 1994):

$$K_{d,\lambda}(z) = -\frac{1}{E_{d,\lambda}(z)} \frac{dE_{d,\lambda}(z)}{dz} \quad (4)$$

kde:

λ – vlnová délka slunečního záření,

z – hloubka,

$E_{d,\lambda}(z)$ – dopadající ozáření na vlnové délce λ a v hloubce z .

Pro jakoukoli vrstvu vodního sloupce můžeme koeficient zeslabení K_d stanovit podle vztahu (5) (Arst et al. 2000) nebo zjednodušeně vztahem (6) (Kirk 1994):

$$K_{d,\lambda}(z_1, z_2) = -\frac{1}{z_2 - z_1} \ln \left[\frac{E_{d,\lambda}(z_2)}{E_{d,\lambda}(z_1)} \right] \quad (5)$$

$$K_{d,\lambda} = \frac{1}{z} \ln \left[\frac{E_{d,\lambda}(z_1)}{E_{d,\lambda}(z_2)} \right] \quad (6)$$

kde:

$K_{d,\lambda}$ – průměrný difúzní koeficient zeslabení pro vrstvu vody s horní hranicí v hloubce z_1 a spodní hranicí v hloubce z_2 ;

z – interval mezi 2 hloubkami;

$E_{d,\lambda}(z_1$ a $z_2)$ je ozáření měřené v hloubce z_1 nebo z_2 .

Hloubku zeslabení z_k pak můžeme odhadnout na základě koeficientu zeslabení K_d podle vztahu (7) (Arst 2003)

$$z_K(\lambda) = \frac{1}{K_d(\lambda)} \quad (7)$$

4.4.1 Informativní vrstva malých eutrofních nádrží (Třeboňsko)

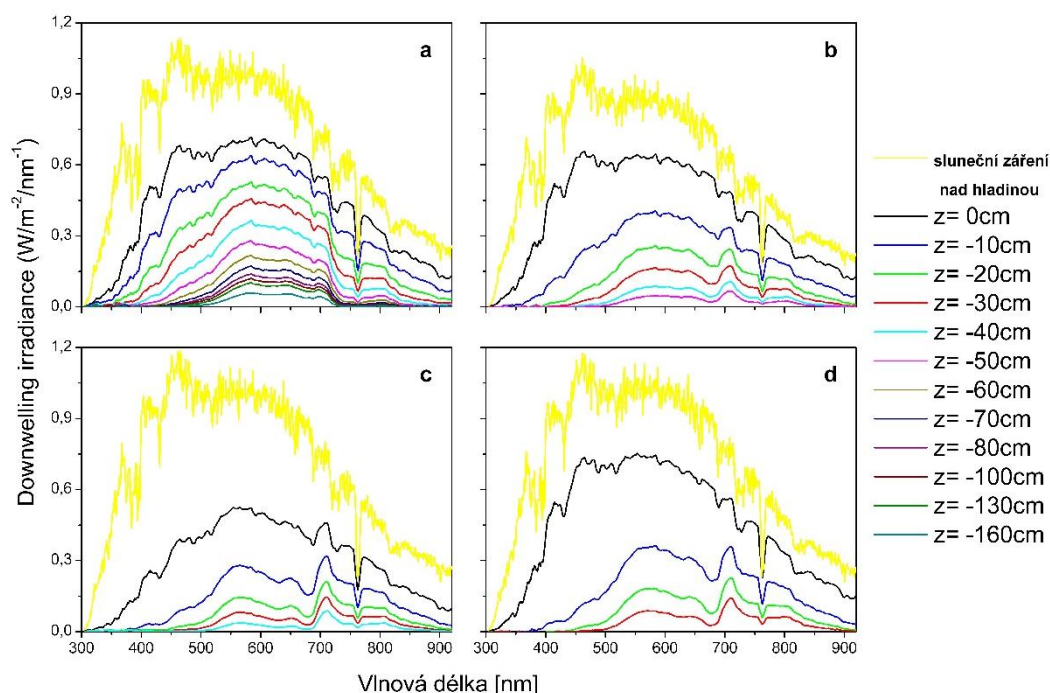
V literatuře jsou známy údaje o zeslabení slunečního záření vodou či konkrétní hodnoty optické hloubky především pro oceánské a pobřežní vody (typy vod podle Jerlova-Jerlov 1976) či pro jezera (Arst et al. 1999; Reinart et al. 2003). Tato jezera, i když jsou autory označována jako turbidní a eutrofní, jsou ve srovnání s našimi lokalitami stále poměrně „čistá“, neboť hodnoty *chl-a* se pohybují v rozmezí od 0,3 do 73 mg/m³.

Odběr vzorků vody pro analytické účely se provádí nejčastěji z povrchové vrstvy vodního sloupce, tj. v horních 20 cm. Podle Arst (2003) by tomuto vzorkování v podobných typech turbidních vnitrozemských vod měla odpovídat i tloušťka informativní vrstvy, využitelná pro měření reflektance, která je u turbidních vod kolem 30 cm.

Právě proto, že naše lokality vykazují několikanásobně vyšší hodnoty *chl-a* (2-455 µg/l), bylo v roce 2009 na několika lokalitách provedeno pokusné měření ozáření v různých hloubkách pomocí terénního spektrometru Avaspec vybaveného dvěma optickými světlovody s kosinovými kolektory. Měření bylo provedeno pomocí plováku, na kterém byl stabilně uchycen jeden světlovod, zachycující dopadající sluneční záření. Druhé optické vlákno bylo uchyceno na tyč a postupně bylo měřeno dopadající záření těsně pod hladinou a poté v hloubkách 10, 20, 30 – 160 cm. Současně byly na jednotlivých lokalitách odebrány vzorky vody a laboratorní analýzou byla stanovena koncentrace chlorofylu-*a* a množství celkových nerozpuštěných látek (TSS). Měřené lokality, časy měření spektrálního ozáření (E_d) a výsledky chemické analýzy vzorků vody uvádí Tabulka 13. Na základě těchto měření lze stanovit, jak je na jednotlivých lokalitách zeslabováno dopadající světlo při průchodu vodním sloupcem. Obecnou distribuci slunečního záření v různých hloubkách naměřených na jednotlivých lokalitách ukazuje Obrázek 10

Tabulka 14 uvádí přesné hodnoty naměřené irradiance v různých hloubkách v oblasti fotosynteticky aktivního záření (PAR; 400-750 nm) a v dané hloubce i procentický podíl ozáření z celkové intenzity slunečního záření měřeného těsně pod hladinou ($z = 0$ m).

Hloubky informativní vrstvy z_k na jednotlivých lokalitách ve vybraných vlnových délkách shrnuje Tabulka 15.



Obrázek 10 – Spektrální distribuce dopadajícího slunečního ozáření $E_d(\lambda, z)$ – nad hladinou (žlutá křivka) a v různých hloubkách měřené spektrometrem s kosinovým difuzorem na lokalitách měřených v roce 2009: a) Tušť; b) Klec_2508, Klec_0809, Ptačí Blato; c) Naděje; d) Rod_0809, Služebný, Velký Tisý, Víra, Potěšil, Dobrá Vůle

Tabulka 13 – Lokality měření spektrální iradiance – výsledky laboratorní analýzy

Označ. vzorku	Lokalita	Datum odběru	Čas měření E_d	TSS [mg/l]	Chl-a [$\mu\text{g/l}$]	part.P [mg/l]	part. N [mg/l]	part. C [mg/l]
2102	Ptačí Blato	6.8.2009	13:36-13:37	39	134	0.2	1.2	16.2
2101	Velký Tisý	6.8.2009	11:57-11:59	59	255	0.3	2.3	14.5
2100	Víra	6.8.2009	12:34-12:36	73	455	0.5	3.9	16.9
2222	Dobrá Vůle	25.8.2009	12:18-12:20	37	170	0.2	1.7	13.9
2223	Klec	25.8.2009	10:56-11:00	29	131	0.2	1.1	11.8
2224	Potěšil	25.8.2009	10:05-10:07	62	301	0.3	3.4	25
2225	Služebný	25.8.2009	14:22-14:25	63	289	0.3	2.4	21
2328	Tušť	1.9.2009	14:40-14:50	5.8	17	0.02	0.3	2.9
2361	Klec	8.9.2009	11:14-11:19	67	249	0.3	2.0	14.6
2364	Naděje	8.9.2009	12:40-12:42	47	222	0.2	2.9	14.6
2359	Rod	8.9.2009	13:14-13:16	56	232	0.3	2.7	13

Tabulka 14 – Intenzita dopadajícího slunečního záření v oblasti fotosynteticky aktivního záření PAR (400-750nm) v různých hloubkách z [m] (% vyjadřují podíl intenzity záření měřeného v dané hloubce z celkové intenzity slunečního záření měřeného těsně pod hladinou)

	PAR _(400-750nm) [W/m ²]						
	Slunce	z=0	z=-0,1	z=-0,2	z=-0,3	z=-0,4	z=-0,5
Dobrá Vůle	348	267	133 (50%)	49 (18%)	24 (9%)		
Víra	426	242	69 (28%)	25 (10%)	9 (4%)		
Klec_2508	280	197	104 (53%)	58 (29%)	34 (17%)	17 (9%)	9 (5%)
Potěšil	241	156	44 (28%)	17 (11%)	7 (4%)	3 (2%)	
Služebný	317	232	89 (38%)	33 (14%)	13 (6%)		
Tušť*	312	214	175 (82%)	134 (63%)	107 (50%)	79 (37%)	56 (26%)
Klec_0809	277	194	90 (46%)	37 (19%)	19 (10%)	8 (4%)	4 (2%)
Naděje	323	144	63 (44%)	30 (21%)	16 (6%)	8 (3%)	
Rod_0809	326	224	82 (37%)	37 (17%)	17 (8%)		
Velký Tisý	362	288	80 (28%)	21 (7%)	7 (2%)		
Ptačí Blato	403	270	153 (57%)	82 (30%)	38 (14%)		

*díky větší průhlednosti bylo ozáření měřeno až do 1,6 metru (viz Obr. 10), v této hloubce byl signál zeslaben na 4 % původního ozáření měřeného těsně u hladiny

Tabulka 15 – Teoretická hloubka zeslabení z_K (λ) v metrech vypočtená podle rovnice (5) na základě hodnot K_d (λ) vypočtených podle rovnice (4)

Lokalita	Vlnová délka [nm]										
	420	450	460	500	540	550	580	620	650	660	700
Tušť	0.20	0.28	0.30	0.44	0.65	0.72	0.86	0.81	0.82	0.82	0.82
Ptačí Blato	0.04	0.06	0.06	0.08	0.11	0.12	0.13	0.14	0.18	0.14	0.19
Klec_2508	0.05	0.06	0.07	0.09	0.12	0.12	0.12	0.13	0.14	0.12	0.16
Dobrá Vůle	0.06	0.08	0.09	0.12	0.17	0.19	0.20	0.19	0.19	0.18	0.25
Naděje	0.03	0.03	0.04	0.05	0.07	0.07	0.08	0.07	0.08	0.07	0.10
Rod 0809	0.03	0.04	0.04	0.06	0.08	0.09	0.09	0.09	0.10	0.08	0.12
Klec_0809	0.04	0.05	0.05	0.07	0.10	0.10	0.11	0.12	0.13	0.10	0.16
Velký Tisý	0.03	0.04	0.04	0.05	0.07	0.08	0.08	0.08	0.09	0.08	0.11
Služebný	0.04	0.05	0.05	0.06	0.09	0.09	0.10	0.10	0.11	0.09	0.12
Potěšil	0.03	0.03	0.04	0.05	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07	0.06	0.09
Víra	0.03	0.03	0.03	0.04	0.06	0.07	0.07	0.06	0.06	0.06	0.09

Spektrum dopadajícího záření E_d nám dává informaci o množství dostupného světla pod vodní hladinou a o převládajícím parametru kvality vody, který má na optické vlastnosti vody vliv.

Při srovnání výsledků se zahraničními pracemi je patrné, že se zjištěná spektrální maxima dopadajícího záření (E_d) v oblasti zhruba 550-650 nm na našich lokalitách shodují se závěry, které publikoval Jerlov (1976). Ten uvádí, že maxima E_d čistých oceánských vod se pohybují v oblasti 440-520 nm a pro většinu turbidních pobřežích vod v oblasti 550-630 nm, a s rostoucí hloubkou se posouvají k delším vlnovým délkám.

Třeboňské lokality vykazují ve spektru výrazné minimum v 680 nm, které koresponduje s pásem absorpce chlorofylu v této oblasti.

Na lokalitě Tušť 50 % záření v oblasti kolem 600 nm proniká ještě do hloubky 30 cm. Srovnatelné hodnoty uvádí Arst (2003) pro jezero Lamni Pääjärvi, které už zde ale označují jako „brown-water“, i když vykazují ještě nižší koncentrace chlorofylu ($chl-a=3,3-11,1 \text{ mg/m}^3$) než pískovna Tušť (Tabulka 13).

Studie autorů Arst et al. (1999) a Reinart et al. (2003) uvádí, že na studovaných jezerech, autory označovaných jako turbidních ($chl-a=0-75 \text{ mg/m}^3$), je hodnota E_d v oblasti 400-500 nm v hloubce 1,5 m prakticky nulová. Naše lokality v této oblasti elektromagnetického spektra vykazují téměř nulové hodnoty většinou už v hloubce 20 cm pod hladinou.

Z výsledků vypočtených teoretických hloubek zeslabení pro jednotlivé lokality (Tabulka 15) vyplývá, že informativní vrstva DPZ našich lokalit je pouze několik centimetrů, většinou do 10 cm. Pouze z našeho pohledu velmi čistá bývalá pískovna Tušť má informativní vrstvu několik desítek centimetrů.

Nicméně vzhledem k tomu, že tyto lokality jsou většinou mělké, nedochází ke stabilní stratifikaci vodního sloupce tak jako u hlubokých jezer a nádrží, ale sloupec je většinou denně promíchán v celém objemu [7]. Lze tedy předpokládat, že výsledky získané z povrchové vrstvy vodního sloupce odráží stav celého vodního sloupce. V případě využití DPZ k monitorování vodního květu navíc tato povrchová informace podává relevantní výsledky, protože vodní květ se zpravidla nachází právě ve vrchních vrstvách vodního sloupce, a tedy je i hlavním faktorem ovlivňujícím výslednou reflektanci [8].

4.5 Odhad parametrů kvality vody pro přehradní nádrže

Výsledky analýz reflektančních spekter z hladiny třeboňských rybníků (ČLÁNKY 3 a 4) ukazují, že spektrální data lze využít k odhadu množství chlorofylu a dalších opticky aktivních látek ve vodách [7], [8], [4]. Vzájemný vztah spektrálního projevu vody a parametrů kvality vody je však silně ovlivňován specifickými podmínkami jednotlivých typů vodních těles (jezera, přehradní nádrže, mělké malé vodní nádrže, velké řeky, apod.) a místními podmínkami prostředí a vlivy z povodí.

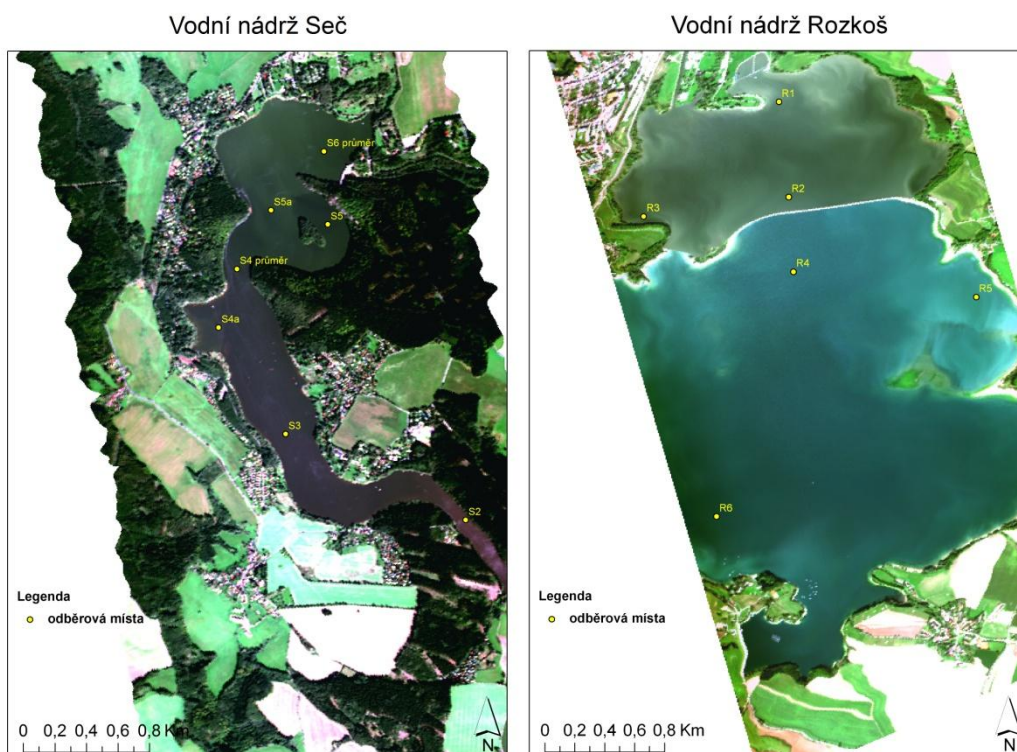
V roce 2014 bylo realizováno pilotní snímkování a kontrolní měření na přehradách Rozkoš a Seč (Obrázek 11).

Předběžné výsledky ukazují, že tento přístup lze dobře využít zejména pro zachycení horizontálních rozdílů v kvalitě vody na větších nádržích.

Studie zahrnovala nasnímkování zájmového území hyperspektrálním leteckým skenerem AISA Eagle, které zajišťovalo Oddělení dálkového průzkumu Země (CzechGlobe AV ČR, v.v.i) a odběry a zpracování vzorků vody pro analytické stanovení koncentrace chlorofylu-*a* ve vodách (ENKI s.r.o.).

Vodní nádrž Rozkoš je přehradní nádrží, jejímž hlavním účelem je protipovodňová ochrana a nadlepšení průtoků v Labi. Využívaná je také k rekreaci, vodním sportům i rybářskému vyžití. Nachází se u obce Česká Skalice v Královéhradeckém kraji. Napájena je potokem Rozkoš, Rovenským potokem a přivaděčem z Úpy. Maximální rozloha činí 1001,3 ha, s celkovým objemem nádrže 76 154 mil m³. Kromě hlavní hráze má Rozkoš ještě tzv. Rovenskou hráz, která ji rozděluje do dvou částí – menší asanační s rekreačním využitím (severní) a větší účelovou část s možností poklesu hladiny až 9 m (jižní). Nádrž je poměrně mělká, maximální hloubka činí 17 m (portal.chmi.cz). Průměrná hloubka nádrže činí 10 m, ale jsou zde velké a rozsáhlé mělčiny. Převažuje zemědělské využití půdy v okolí nádrže.

Vodní nádrž Seč byla vybudovaná na řece Chrudimce. Nachází se uprostřed CHKO Železné Hory v Pardubickém kraji. Přehrada s rozlohou 220 ha zadržuje téměř 22 mil m³ vody. Maximální hloubka je 35,5 m. Jde o kaňonovitou hlubokou nádrž.



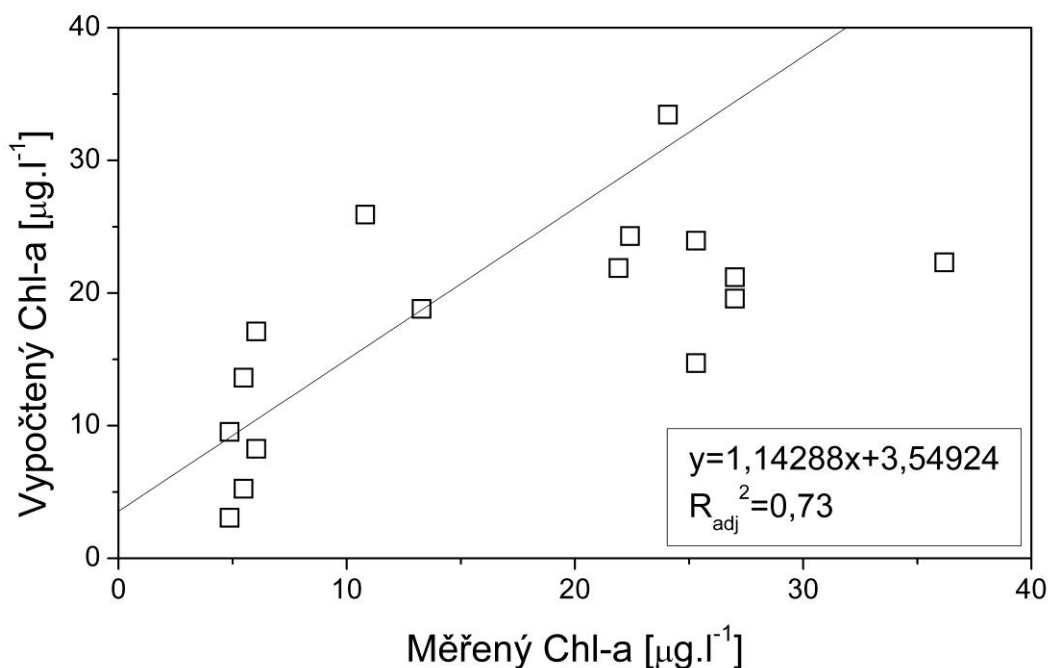
Obrázek 11 – Nasnímané letové linie VN Seč a VN Rozkoš hyperpsektrálním skenerem AISA (CzechGlobe) a odběrová místa pro analytické stanovení koncentrace chlorofylu-*a*

Vzhledem k tomu, že šlo pouze o pilotní studii, bylo v terénu odebráno jen omezené množství vzorků vody pro stanovení koncentrací chlorofylu v nádržích (Tabulka 16).

Tabulka 16 – Odběrná místa a množství chlorofylu (Rozkoš 17.9.2014; Seč 18.9.2014)

VN Rozkoš		VN Seč	
Označení	<i>Chl-a</i> [$\mu\text{g.l}^{-1}$]	Označení	<i>Chl-a</i> [$\mu\text{g.l}^{-1}$]
R1	27,01	S2	10,82
R2	25,30	S3	13,28
R3	36,19	S4	22,41
R4	5,48	S4a	21,91
R5	4,87	S5	24,08
R6	6,04	S5a	31,19
		S6	32,61

Poměrně těsný vztah (Obrázek 12) mezi hodnotami laboratorně stanovených koncentrací chlorofylu a hodnotami chlorofylu vypočtených na základě algoritmu vyvinutého pro rybníční lokality [7], [8] z naměřené reflektance dokládá, že tento algoritmus lze s úspěchem využít i pro další lokality. A to i takové lokality, které se svým charakterem poměrně výrazně liší od mělkých produktivních rybníků.

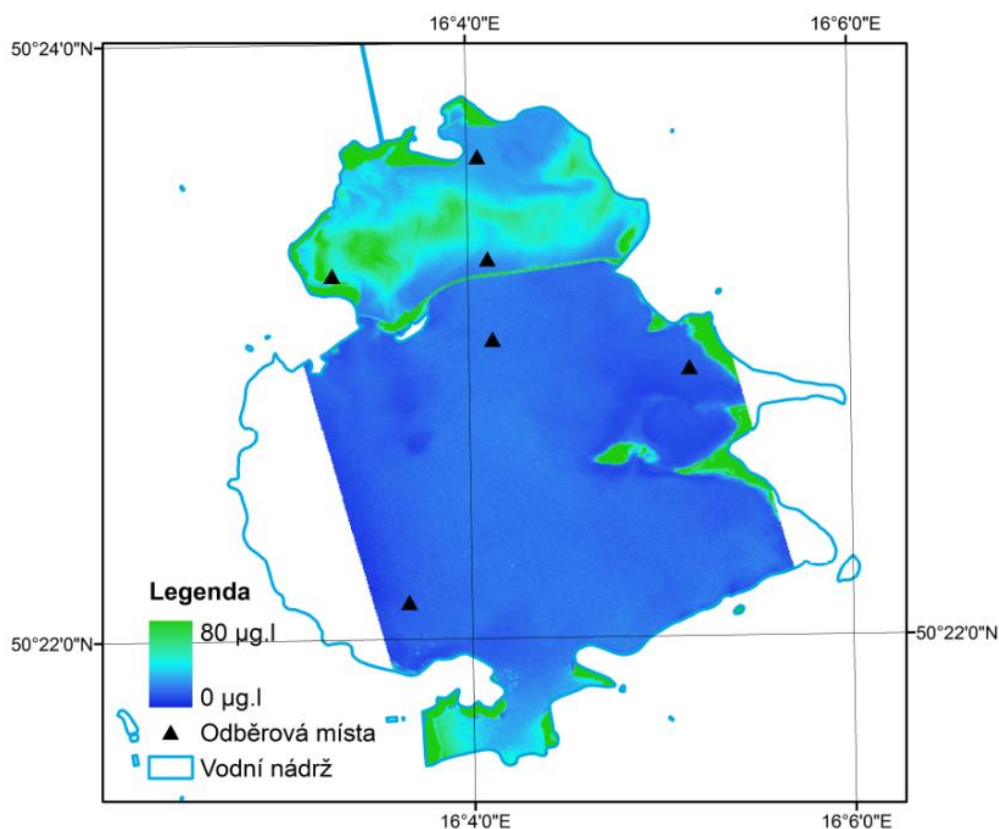


Obrázek 12 – Koncentrace chlorofylu odhadnutá na základě modelu založeného na hodnotách reflektance v 714 a 650 nm [7], [8] versus skutečná koncentrace chlorofylu měřená v laboratoři

Znalost množství chlorofylu a zejména jeho prostorové distribuce v nádrži je důležitá z řady důvodů, ať už se jedná o řízení chovu ryb nebo problematiku hygienických opatření u nádrží určených pro pitnou vodu, rekreaci, apod.

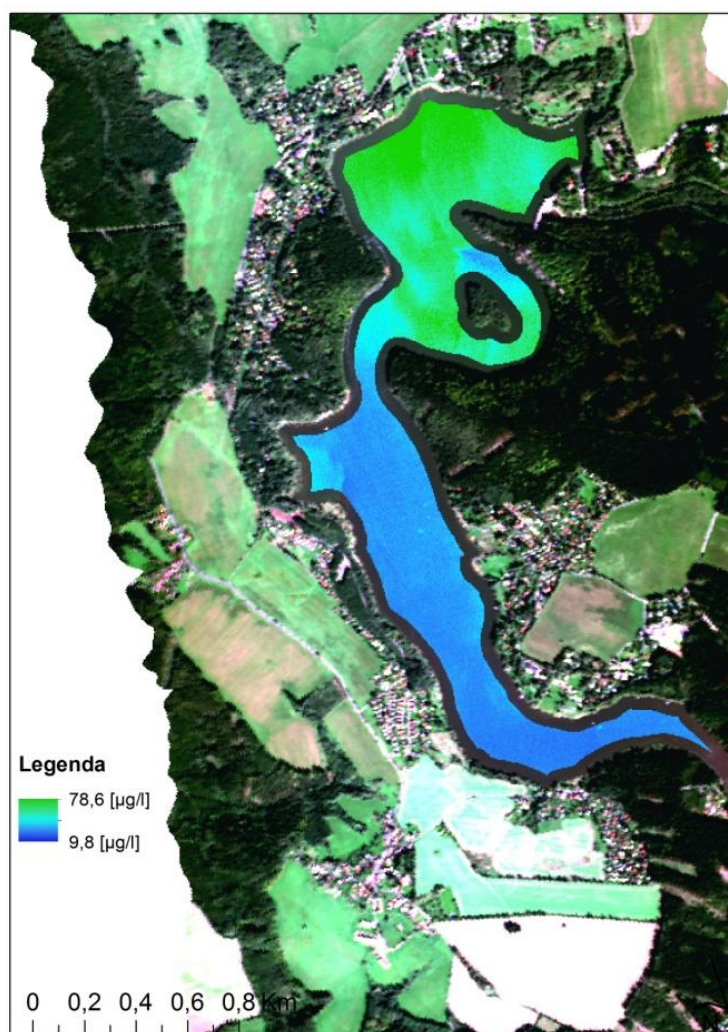
Právě využití distančních leteckých dat nám umožňuje přímý výpočet a vizualizaci prostorové distribuce. I když je analytický přístup stanovení množství chlorofylu poměrně rychlý a efektivní, neumožňuje jednoduchou prostorovou analýzu daného stavu v nádrži.

Většinou lze odebrat jen omezené množství vzorků a to limituje převod bodových měření do plochy. Lze to sice provést různými metodami interpolace dostupnými v prostředí GIS, nicméně zpravidla se jedná pouze o hrubou aproximaci. Naproti tomu DPZ poskytuje přehled o prostorových rozdílech v kvalitě vody v rozlišení 5 x 5 m (obrazový bod/pixel). Pro práci s prostorovými hyperspektrálními daty musíme mít k dispozici software, který dokáže pracovat s velkými objemy dat. Například software PCI Geomatics, který může v modulu Spectral plot zobrazit reflektanční křivku pro celý rozsah vlnových délek (resp. pro všechna snímaná pásma) a umožňuje složitější výpočty algoritmů v modulu Raster Calculator. S hyperspektrálními daty lze také pracovat například v prostředí ENVI. Přímou pro zpracování prostorových spektrálních dat a pro odhad prostorové distribuce obsahu chlorofylu, případně dalších charakteristik ve vodních nádržích, byl vyvinut program CHLORA, který umožňuje využití předem zvolených algoritmů, případně vlastní kalibraci DPZ dat (pouze jako interní zpráva), vyvinutý na ZF JU právě s využitím poznatků z treboňských lokalit [7], [8]. Obrázek 13 ukazuje prostorovou distribuci chlorofylu VN Rozkoš vypočtenou programem CHLORA. Obrázek 14 ukazuje distribuci koncentrace chlorofylu v nádrži Seč.



Obrázek 13 – Vrstva obsahu chlorofylu-*a* ve VN Rozkoš vypočtená v programu CHLORA na základě algoritmu založeného na poměru reflektancí v 714 a 650 nm [7] (převzato z interní zprávy manuálu CHLORA)

Vodní nádrž Seč



Obrázek 14 – Vrstva obsahu chlorofylu-*a* ve VN Seč vypočtená v programu PCI Geomatics na základě algoritmu založeného na poměru reflektancí v 714 a 650 nm [7] (pokladová vrstva území je letová linie ze skeneru AISA zobrazená v pravých barvách)

4.6 Shrnutí

Hodnocení kvality vody pomocí spektrálního projevu je stále ještě velkou výzvou, neboť používaných přístupů a vyvíjených algoritmů je hodně. Stále však v případě produktivních vod (tzv. inland and coastal waters) nelze použít obecně platný algoritmus, jež by byl vhodný i pro další oblasti, které jsou nejen geograficky vzdálené a tudíž se mohou významně lišit podmínkami prostředí. Hlavním důvodem však je, že tyto typy vod jsou spektrálně velice složité a komplexní. V případě malých vodních těles může být další výzvou i dostupnost senzorů, respektive jejich parametry, které musí splnit určité požadavky. I přes tyto překážky výsledky našich studií potvrzují, že lze distanční data používat i pro malé mělké turbidní produktivní vody [4],[6],[7],[8]. V rámci ČR je metoda vhodná a přenositelná i na jiné lokality.

Za hlavní přednost v případě využití distančních dat k hodnocení kvality vody považuji především možnost hodnotit větší území najednou a získat tak synoptický pohled na stav vodních nádrží i okolní krajiny. Zároveň jsou zjištěné údaje dostatečně přesné, aby mohly být využity jako nástroj rychlého screeningu stavu a kvality vody bez nutnosti provádět časově náročné terénní odběry a laboratorní analýzy. Distanční data nám umožní nejenom rozlišit základní úrovně eutrofizace povrchových vod a jejich kategorizaci, ale také umožní sledovat prostorovou heterogenitu nádrží, např. výskytu vodního květu.

ČLÁNEK 3

Měření a využití spektrální odrazivosti (reflektance) slunečního záření z hladiny povrchových vod

Vinciková H., Pechar L., Hanuš J. 2013. Měření a využití spektrální odrazivosti (reflektance) slunečního záření z hladiny povrchových vod. Certifikovaná metodika. Kostelec nad Černými lesy. Lesnická práce, s.r.o. 32 s. ISBN 978-80-7458-043-7.



© Jan Ševčík, Břilické rybníky.

ENKI, o.p.s., Třeboň
Centrum výzkumu globální
změny AV ČR, v.v.i., Brno
Jihočeská univerzita v Českých
Budějovicích, Zemědělská fakulta

CERTIFIKOVANÁ METODIKA

Měření a využití spektrální
odrazivosti (reflektance)
slunečního záření z hladiny
povrchových vod

Hana Vinciková
Libor Pechar
Jan Hanuš

ENKI, o.p.s.
2013



EVROPSKÁ UNIE
EVROPSKÝ FOND PRO REGIONÁLNÍ ROZVOJ
INVESTICE DO VAŠÍ BUDOUCNOSTI



Ministerstvo životního prostředí

V roce 2013 vydala ENKI, o.p.s., Třeboň v nakladatelství a vydavatelství Lesnická práce, s.r.o.

Náklad: 300 ks

Vydání: první

© **ENKI, o.p.s, 2013**

© **Centrum výzkumu globální změny AV ČR, v.v.i., 2013**

© **Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, 2013**

© **Lesnická práce, s.r.o., 2013**

ISBN 978-80-7458-043-7

Měření a využití spektrální odrazivosti (reflektance) slunečního záření z hladiny povrchových vod

Certifikovaná metodika

Autoři

Ing. Hana Vinciková¹

doc. RNDr. Libor Pechar, CSc.²

Ing. Jan Hanuš³

¹ Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, Katedra krajinného managementu, Studentská 13, 370 05 České Budějovice, hanavincikova@seznam.cz

² ENKI, o.p.s., Dukelská 145, 379 01 Třeboň, lpechar@zf.jcu.cz

³ Centrum výzkumu globální změny AV ČR, v.v.i., Bělidla 986/4a, 603 00 Brno, hanus.j@czechglobe.cz

Recenzenti

prof. RNDr. Bohumír Janský, CSc., Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Albertov 6, 128 43 Praha 2

Mgr. Daniel Fiala, Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i., Podbabská 2582/30, 160 00, Praha 6

Poděkování

Metodika vznikla díky podpoře projektů MŠMT NPV II 2B06068 (Interviron) – Ocenění a interpretace odezvy ekosystémů na environmentální zátěž v ČR; VaV MŽP SP/2d3/209/07 – Rybníční hospodaření respektující strategii udržitelného rozvoje a podporu biodiverzity; Výzkumného záměru Jihočeské univerzity Zemědělské fakulty – MŠMT MSM 6007665806 – Trvale udržitelné způsoby zemědělského hospodaření v podhorských a horských oblastech zaměřené na vytváření souladu mezi jejich produkčním a mimoprodukčním uplatněním; GAJU 107/2010/Z – Využití mokřadů a mělkých vod jako ekologických stabilizujících struktur v kulturní krajině; Czech-Globe – Centrum pro studium dopadů globální změny klimatu, Reg. č. CZ.1.05/1.1.00/02.0073, operační program VaVpI spolufinancován z fondů EU a státního rozpočtu ČR.

Metodika byla schválena pro využití v praxi Ministerstvem životního prostředí ČR, Sekcí ochrany přírody a krajiny, osvědčením č. 96198/ENV/12, 3231/620/12.

Smlouva o uplatnění metodiky byla uzavřena mezi poskytovateli metodiky ENKI, o.p.s, Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích a Centrem výzkumu globální změny AV ČR, v.v.i. a uživateli metodiky Argus GEO, s.r.o.

Metodika je uložena na Ministerstvu životního prostředí ČR, v Data-bázi RIV, na Jihočeské univerzitě v Českých Budějovicích, v ENKI, o.p.s. a v Centru globální změny AV ČR, v.v.i.

Doporučená citace

Vinciková, H., Pechar, L., Hanuš, J. (2013): Měření a využití spektrální odrazivosti (reflektance) slunečního záření z hladiny povrchových vod. Certifikovaná metodika. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce, s.r.o., 32 p. ISBN 978-80-7458-043-7.

OBSAH

1 ÚČEL METODIKY	7
2 PŘÍNOS METODIKY	7
3 VLASTNÍ POPIS METODIKY	8
3.1 Úvod – teoretická východiska	8
3.2 Přístrojové vybavení a úprava naměřených dat	9
3.2.1 Postup kalibračního měření – Spektroradiometr AvaSpec	9
3.2.2 Letecké snímkování	12
3.3 Využití a vyhodnocení výsledků	15
3.3.1 Měření reflektance z vodní hladiny	15
3.3.2 Měření reflektance leteckým snímkováním	21
4 HODNOCENÍ NOVOSTI PŘEDKLÁDANÝCH POSTUPŮ	25
5 POPIS UPLATNĚNÍ CERTIFIKOVANÉ METODIKY	26
6 SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY	30

ABSTRAKT

Hodnocení kvality vody je důležité pro nejrůznější orgány odpovědné za sledování kvality vody, především pro státní podniky Povodí, Inspekci životního prostředí, pro místní samosprávy a vodohospodářské organizace. Tato data jsou důležitá i ve vědeckých pracích a ekologických aplikacích, kde slouží jako základní informace o stavu vodních útvarů. Metoda měření reflektance vodní hladiny pomocí dálkového průzkumu Země (DPZ) je ve světě často používaná. Jako nepřímý ukazatel kvality vody byla nejprve zavedena pro sledování mořského prostředí, teprve později byla tato metoda použita i pro monitorování velkých vnitrozemských vodních útvarů. V podmínkách ČR zkušenosti s použitím a vyhodnocením reflektance z vodní hladiny chybí. Ve světě bylo využití dálkového průzkumu Země rozvíjeno především pro sledování velkých vodních ploch (jezera a oceán), zatímco na území ČR se nachází mnoho malých vodních útvarů. Dalším důvodem je nesporně i složitost matrice, tj. velmi různorodý charakter rozpuštěných i nerozpuštěných látek přítomných v povrchových vodách.

Předmětem publikace je poskytnout metodický postup pro využití dálkového průzkumu Země k hodnocení kvality vody v podmínkách ČR (často velmi eutrofní a zakalené malé vodní nádrže). Testovaný postup měření a vypracovaný postup vyhodnocení výsledků umožňují odhadnout obsah nerozpuštěných látek a množství fytoplanktonu vyjádřeného jako koncentrace chlorofylu-a.

1 ÚČEL METODIKY

Účelem metodiky je popsat možnosti měření spektrální odrazivosti (reflektance) z vodní hladiny, popsat využití naměřené reflektance jednak při hodnocení kvality vody a jednak k monitorování povrchových stojatých vod především z hlediska rozsahu eutrofizace a rozvoje vodních květů. Cílem je poskytnout efektivní nástroj pro rychlý přehled o situaci v podmínkách České republiky a to i pro poměrně rozsáhlá území s větším množstvím vodních těles.

Metodika vznikla jako součást řešení projektů MŠMT NPVII 2B06068 (2006–2011, Interviron), VaV MŽP SP/2d3/209/07, MSM MŠMT 6007665806, GAJU 107/2010/Z a projektu CZ.1.05/1.1.00/02.0073 (CzechGlobe), v rámci operačního programu VaVpI.

2 PŘÍNOS METODIKY

Metoda hodnocení kvality vody pomocí reflektance, zjišťované z vodní hladiny, umožňuje rychlý screening stavu a kvality vody bez nutnosti provádět časově náročnější terénní odběry a laboratorní analýzy. V případě větších vodních nádrží lze metodu využít pro sledování prostorové heterogenity (např. výskyt vodního květu, přítomnost minerálních a organických nerozpuštěných částic). Umožňuje založit dlouhodobý monitoring a následné vyhodnocení časových trendů. Metodika může být využita jako návod pro obdobná měření nebo jako výukový a studijní materiál.

3 VLASTNÍ POPIS METODIKY

3.1 Úvod – teoretická východiska

Reflektance je klíčovou veličinou používanou v dálkovém průzkumu Země k identifikaci objektů, které odráží sluneční záření. Prakticky všechna distanční měření ve viditelné části spektra mohou být převedena na reflektanci, která je standardní optickou vlastností, související se složením látek či povrchů, od kterých se dopadající záření odráží (Bukata et al., 1985; Jensen, 2000).

Reflektance je definována jako poměr intenzity záření odraženého a záření dopadajícího na určité vlnové délce (Dobrovolný, 1998). Každý objekt na zemském povrchu různým způsobem dopadající záření absorbuje či rozptyluje a díky tomu má specifický tvar spektrální reflektanční křivky (tzv. spektrální signatura). Tvar křivky má velký vliv na výběr vlnové délky, ve které je vhodné získávat data o objektu (Dobrovolný, 1998).

Spektrální signatura vody se od jiných povrchů výrazně liší. Reflektance vody oproti jiným povrchům vykazuje poměrně nízké hodnoty. Maximální odrazivost vody se nachází ve viditelné části spektra, v infračervené části spektra reflektance vody klesá a voda se chová téměř jako absolutně černé těleso (Dobrovolný, 1998). S rostoucím obsahem různých látek a příměsí ve vodách výsledná reflektance vody roste. Opticky aktivní látky obsažené ve vodním sloupci a jejich typické absorpční a rozptylové vlastnosti tak dávají charakteristický tvar křivce reflektance, která je zaznamatelná pomocí senzorů s vysokým spektrálním rozlišením. Reflektance vody je poměrně snadno měřitelnou charakteristikou vypovídající o kvalitě povrchové vody. Reflektanční křivku lze využít zejména k monitorování a odhadu množství fytoplanktonu, případně dalších látek (minerální a organické nerozpuštěné částice) v oligotrofních až eutrofních nádržích.

Reflektance získaná distančními senzory se díky jejich velkému prostorovému záběru jeví jako velmi efektivní nástroj pro sledování kvality vody pro rozsáhlá území v jednom okamžiku.

3.2 Přístrojové vybavení a úprava naměřených dat

Reflektance může být získána při pozemním měření v terénu (in situ) pomocí pozemních spektroradiometrů typu FieldSpec (ASD, Inc., Boulder, Colorado, USA) a AvaSpec (Avantes BV, Nizozemsko). Pro rozsáhlá území lze reflektanci snímat pomocí senzorů s vysokým spektrálním rozlišením nesených letadly, např. systémy AISA, ASAS, AVIRIS.

3.2.1 Postup kalibračního měření – Spektroradiometr AvaSpec

Reflektanci z vodní hladiny měřenou spektroradiometrem je potřeba měřit na takové hloubce, aby se již nemohl uplatnit odraz záření ode dna. Nejčastěji se proto měření provádí s využitím lodi.

Měření probíhají za jasných bezoblačných dní, nejlépe v době mezi 10 hodinou dopoledne a 14 hodinou odpoledne (SELČ).

Kompletní vybavení pro měření reflektance z vodní hladiny spektroradiometrem AvaSpec je uvedeno v Tab. 1. Zapojení jednotlivých částí je znázorněno na Obr. 1 a Obr. 2.

Tab. 1. Seznam vybavení pro měření reflektance vodní hladiny in-situ spektroradiometrem AvaSpec.

Vybavení	Poznámka
spektroradiometr AvaSpec-2048-2	dvoukanálový; rozsah měření 200 – 1 100 nm
optické vlákno zakončené kolimační čočkou (2x)	délka vlákna 2 m
notebook	software AvaSoft Full
autobaterie a měnič napětí	
speciální plovák	uchycení optických vláken a Etalonu WS-2
bilý Etalon WS-2	reflexní standard s téměř 100% odrazivostí

AvaSpec-2048-2 (Obr. 2) je dvoukanálový spektrometr s vláknovou optikou, který měří v rozsahu vlnových délek 200 – 1 100 nm se spektrálním rozlišením vyšším než 1 nm. Pro zajištění správného měření a ukládání naměřených výsledků je nezbytné propojení spektrometru s notebookem s nainstalovaným softwarem AvaSoft Full (Avantes BV, Nizozemsko). Software umožňuje volbu příslušného modu měření, nastavení jednotlivých parametrů měření (počet scanů a integrační čas) a ukládání naměřených spekter odraženého slunečního záření.

K měření reflektance z vodní hladiny jsou použita dvě dvoumetrová optická vlákna (světlovody) zakončená kolimační čočkou se zorným úhlem 6°. V průběhu všech měření je potřeba zachovávat stejný způsob připojení optických vláken na spektrometr následujícím způsobem – optické vlákno směřující stabilně na referenci (Etalon WS-2) do vstupu SLAVE, optické vlákno nad vodní hladinou do vstupu MASTER (Obr. 1).

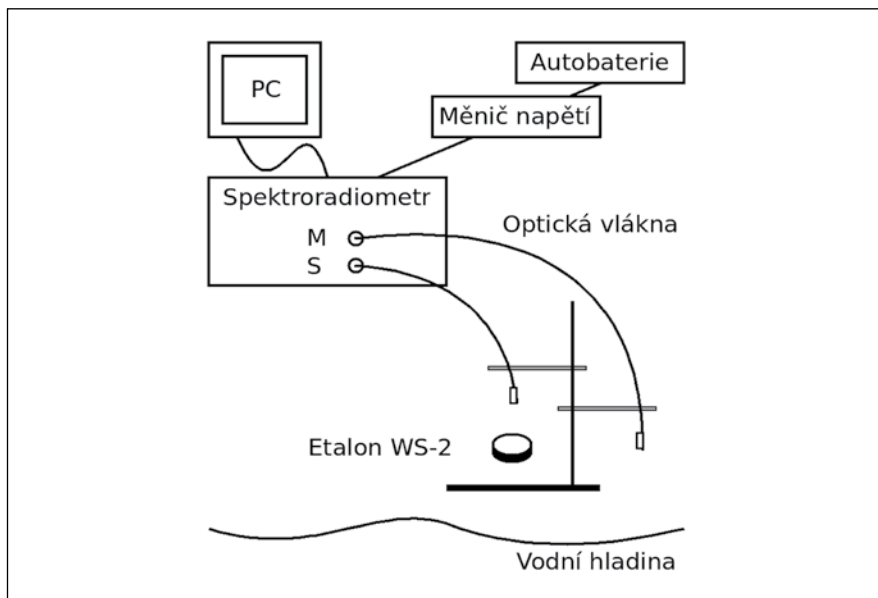
Při měření je důležité zajistit fixaci optických vláken a reflexního standardu. Pro fixaci lze použít plovák (Obr. 1, Obr. 2). Plovák zajišťuje, že jsou optická vlákna během měření stabilně upevněna ve svislé poloze, zhruba 20 cm nad povrchem vodní hladiny a nad reflexním standardem, a zároveň umožňuje měření ve větší vzdálenosti od boku lodi (Obr. 2). Tímto způsobem je souběžně měřeno dopadající sluneční záření odražené z vodní hladiny (L_w) a referenční spektrum terčiku Etalon WS-2 (L_{ref}).

Jako reference (100% reflektance) je třeba použít standardní Etalon WS-2 (Avantes BV, Nizozemsko), což je destička vyrobená z bílého difuzního materiálu na bázi polytetrafluorethylenu (PTFE), která v rozsahu vlnových délek 350 – 1 800 nm odráží záření z cca 98% (Obr. 3).

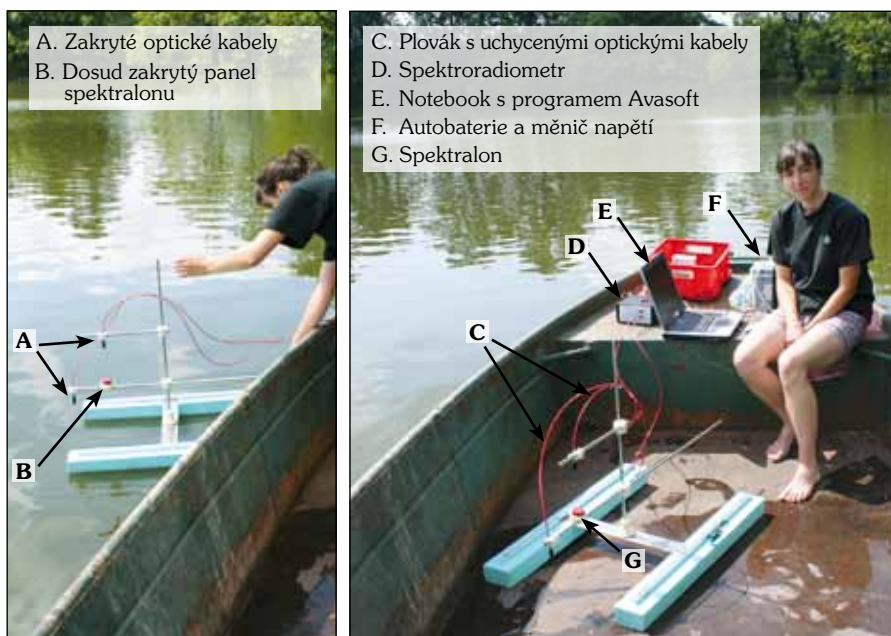
Měření v terénu vyžaduje vlastní zdroj energie. Jako zdroj napájení spektrometru pro terénní měření lze použít autobaterii, na kterou se spektrometr připojí přes měnič napětí.

Naměřená data jsou ukládána do notebooku s nainstalovaným programem AvaSoft Full, který je připojen ke spektrometru. Data je následně nutné importovat ve znakové sadě ASCII do programu Excel, kde je vypočtena výsledná reflektance.

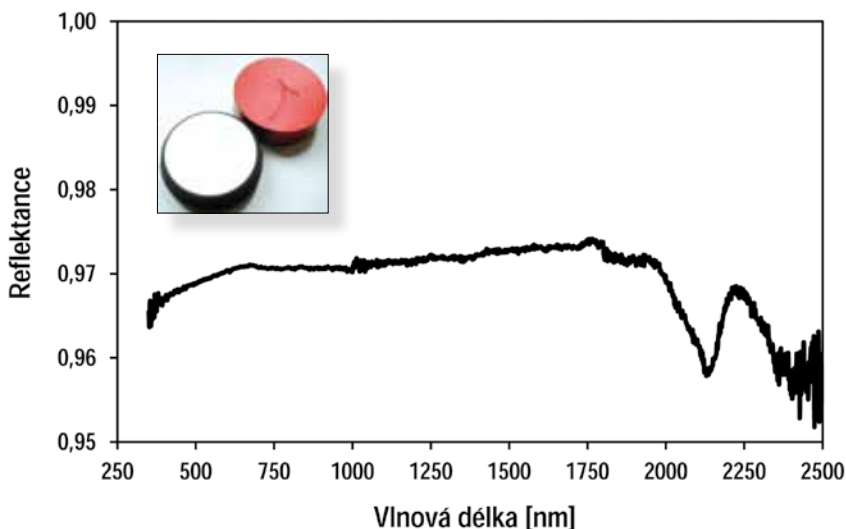
Výsledná reflektance z vodní hladiny jednotlivých vodních nádrží se vypočte jako poměr L_w / L_{ref} (Gitelson et al., 2004).



Obr. 1. Schéma zapojení měřící techniky.



Obr. 2. Měření reflektance z vodní hladiny spektroradiometrem AvaSpec. Speciální plovák k uchycení optických vláken (Foto: Aleš Vácha, LAE ZF JU v ČB).



Obr. 3. Bílý Etalon WS-2 (spektralón) a křivka jeho odrazivosti. Technické parametry: materiál – difúzní PTFE, průměr – 32 mm, tloušťka – 10 mm, maximální teplota – 280 °C, odrazivost – 98%.

3.2.2 Letecké snímkování

AISA Eagle (Obr. 4) je elektronický skener se spektrálním rozsahem od 400 do 1 000 nm, maximálním spektrálním rozlišením 2,4 nm a možným prostorovým rozlišením 0,4–6 m podle výšky letu (Hanuš et al., 2008). AISA Eagle byl vyvinut finskou společností Spectral Imaging Ltd. (Specim Oy). Skládá se z kompaktní hlavy obsahující hyperspektrální senzor, GPS/INS jednotky, akvizičního PC a senzoru snímajícího dopadající ozáření (FODIS). V kombinaci s vhodnými programovými nástroji je schopen produkovat plně zpracované letecké snímky (georeferencované hodnoty vyjadřující odrazivost na úrovni zemského povrchu nebo letadla) v téměř reálném čase. Kvalitu provedených radiometrických, geometrických a atmosférických korekcí leteckých hyperspektrálních dat je nutné vždy ověřit. Za tímto účelem se souběžně s leteckým snímkováním provádí sběr kontrolních dat, tj. měření optických charakteristik vybraných povrchů pomocí spektrometru FieldSpec-3 (Obr. 5) a zaměření souřadnic kontrolních bodů pomocí geodetického GNSS systému TOPCON.

Nálet zájmových vodních ploch je doporučeno provést v dopoledních hodinách místního času. Pro získání pixelu velikosti 3x3 m je výška letu 1 850 m a rychlost letu 50 m.s⁻¹.



Obr. 4. Hyperspektrální skener AISA Eagle osazený v letadle (Foto: Jan Hanuš, CVGZ AV ČR, v.v.i.).



Obr. 5. Sběr kontrolních dat. Měření optických charakteristik vybraných povrchů spektrometrem Fieldspec-3 (Foto: Jan Hanuš, CVGZ AV ČR, v.v.i.).

Naměřená data je nutné následně radiometricky (software CaliGeo), atmosféricky (software ATCOR-4) a geometricky (software PARGE) korigovat.

Orto-georektifikace je možné provést pomocí softwaru PARGE (Schläpfer, 2006).

Atmosférické korekce lze provést v prostředí softwarového balíku ATCOR-4 (Richter, 2007), který je navržen pro atmosférické, topografické a BRDF korekce leteckých hyperspektrálních snímků. Atmosférické korekce v ATCOR-4 jsou založeny na fyzikálním modelu MODTRAN4 (Schläpfer et Odermatt, 2006) pro opravu atmosférických efektů. K získání finálních korigovaných snímků je třeba provést nepřímé kalibrace s použitím dat získaných během podpůrné pozemní kampaně. Pro práci s korigovanými daty a pro získání reflektančních spekter jednotlivých vodních ploch lze využít modulu Spectra Plot softwaru PCI Geomatics (Geomatica Algorithm Reference, 2003).

3.3 Využití a vyhodnocení výsledků

3.3.1 Měření reflektance z vodní hladiny

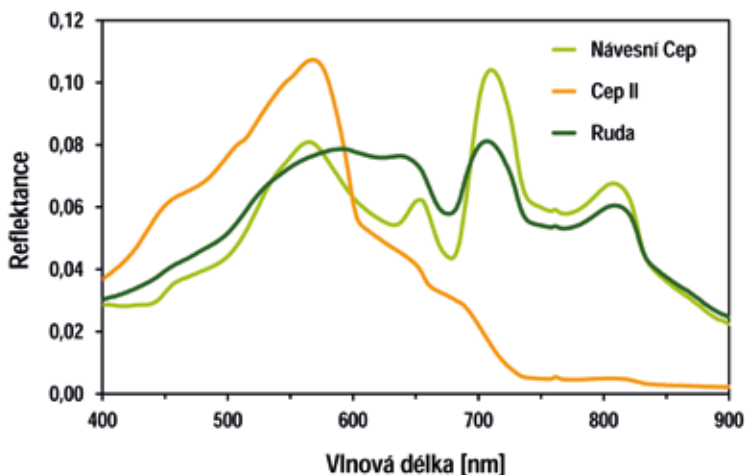
Výsledná reflektance z vodní hladiny je vypočtena jako poměr mezi intenzitou světelného záření odraženého od měřeného vzorku a intenzitou světelného záření odraženého od referenčního standardu s maximální odrazivostí pro dané spektrum vlnových délek.

Výhoda měření spektrometrem spočívá v získání dat přímo in situ v reálném čase, to znamená bez potřeby fixace, transportu a předzpracování vzorků. Proces získání výsledného spektra reflektance je navíc poměrně rychlý. Pro laboratorní analýzy a pravidelný monitoring jsou vybírány zejména velké nádrže či významné lokality a malé nádrže často nejsou vůbec monitorovány. Spektrální odrazivost může být využita k odhadu nejdůležitějších parametrů kvality vody i na těchto lokalitách. Tato měření slouží také jako kalibrace pro měření reflektance leteckým snímkováním.

Výsledky získané z modelového území, CHKO Třeboňsko, zahrnují široké spektrum podmínek a situací. Každá vodní plocha má charakteristický spektrální projev (spektrální signaturu). Charakteristický tvar křivky je dán množstvím opticky aktivních látek obsažených ve vodním sloupci a jejich specifickými absorpčními a rozptylovými vlastnostmi. Na Obr. 6 je demonstrován typický průběh reflektance jednotlivých typů vod na Třeboňsku a její souvislost s barvou vody (sestonu – barva filtru). Laboratorně stanovené chemické parametry vody ze vzorových nádrží jsou uvedeny v Tab. 2. Koncentrace chlorofylu-a je laboratorně zjišťována spektrofotometricky při vlnové délce 664 nm po extrakci ve směsi 90% acetonu:metanolu (Pechar, 1987). Koncentrace celkových nerozpuštěných látek (TSS)

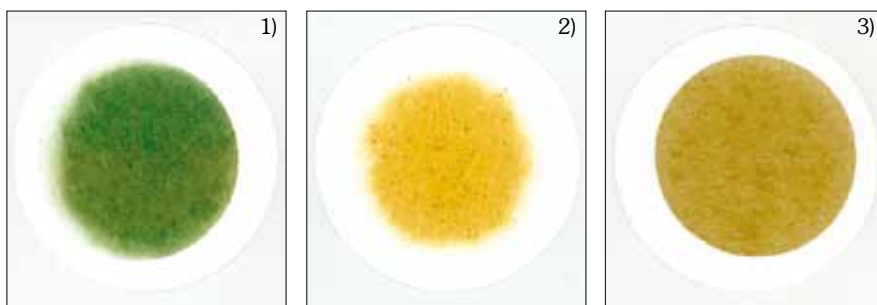
Tab. 2. Chemické parametry vodních nádrží a čas měření spektrální reflektance.

Lokalita	Chl-a [$\mu\text{g.l}^{-1}$]	TSS [mg.l^{-1}]	pH	Alkalita [meq.l^{-1}]	Vodivost [$\mu\text{S.cm}^{-1}$]	Čas měření
Návesní Cep	167,0	39,0	7,54	2,05	317	14:30
Cep II	1,2	2,9	5,83	0,08	79	13:40
Ruda	106,0	105,0	8,80	1,33	254	12:25



Obr. 6. Reflektance z vodní hladiny; barevný projev vody.

- 1) Návesní Cep – voda s výraznou převahou chlorofylu-a (řas), charakteristické reflektanční minimum kolem 675 nm je dáno vysokou absorpcí chlorofylu-a v této oblasti, maximum v oblasti kolem 700 nm je způsobeno nízkou absorpcí chlorofylu-a a silným rozptylem na buněčných stěnách řas;
- 2) Cep II – těžená pískovna s velmi nízkým obsahem chlorofylu-a (nízká biomasa fytoplanktonu), tvar křivky je podobný průběhu spektra čisté vody, zelená barva chlorofylu-a se téměř neprojevuje, charakteristický vrchol v zelené oblasti spektra je dán přítomností malých anorganických částic, které dopadající záření rozptylují;
- 3) Ruda – běžně se vyskytující rybníční vody, hypertrofní nádrž (směs minerálních částic a fytoplanktonu). Minerální částice a organický detritus zvyšují reflektanci v zelené části spektra, v červené oblasti je maximum způsobeno hlavně nízkou absorpcí chlorofylu-a a silným rozptylem na buněčných stěnách fytoplanktonu.



Lokality se liší také barvou vody, kterou demonstruje barva sestonu zachyceného na skleněném filtru:

- 1) Návesní Cep – filtrované množství 0,21, zelená barva sestonu je daná přítomností řas ve vodě;
- 2) Cep II – filtrované množství 11, charakteristické žluté zbarvení sestonu způsobují dominující anorganické částice;
- 3) Ruda – filtrované množství 0,071, hnědé zbarvení sestonu způsobuje přítomnost chlorofylu-a a minerálních i organických partikulí.

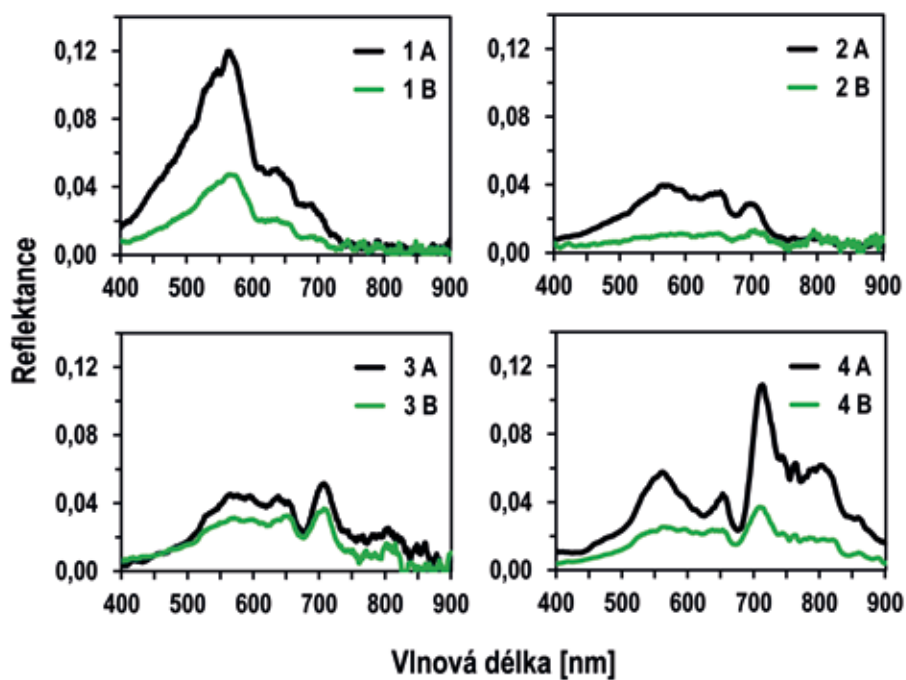
byla stanovena jako suchá hmotnost sestonu zachyceného na zvážených filtrech Whatman GF/C a vysušených do konstantní hmotnosti při teplotě 60 °C.

Na základě studia reflektančních spekter byly vytvořeny 4 kategorie, do kterých lze vody na Třeboňsku podle tvaru reflektanční křivky zařadit (Obr. 7). Rozdělení do kategorií ovlivňuje různá míra eutrofizace.

Kategorie 1 zahrnuje vody téměř oligotrofního charakteru s velmi nízkou koncentrací chlorofylu-a (do 2 $\mu\text{g.l}^{-1}$). Vzhledem k tomu, že se jedná o dosud aktivně těžené pískovny, celková koncentrace suspendovaných látek dosahuje až 5 mg.l^{-1} . Charakteristické spektrum těchto vod vykazuje specifický vrchol (maximum reflektance) v zelené oblasti spektra (kolem 565 nm), kde jsou hodnoty reflektance vyšší než 10%. V delších vlnových délkách dochází k postupnému poklesu reflektance.

Spektra kategorie 2 jsou typická pro vody s vyššími koncentracemi chlorofylu-a. V případě třeboňských lokalit do této kategorie patří netěžené pískovny s obsahem chlorofylu-a 10–18 $\mu\text{g.l}^{-1}$ a rybníky s relativně nízkými koncentracemi chlorofylu-a do 25 $\mu\text{g.l}^{-1}$. Množství suspendovaných látek se pohybovalo v rozmezí 3–6 mg.l^{-1} . Spektra vykazují 3 výraznější maxima – v oblasti zelené (kolem 560 nm), červené (kolem 650 nm) a blízké infračervené (kolem 700 nm). U vod s nižšími koncentracemi chlorofylu-a je nejvýraznější maximum v zelené oblasti, naopak u vod s vyššími koncentracemi chlorofylu-a je výška všech tří maxim srovnatelná, popřípadě je nejvýraznější vrchol v blízké infračervené oblasti. Hodnoty reflektance však ani v jednom případě nepřesáhnou hodnotu 4%.

Vodní plochy, které lze podle spektra zařadit do kategorie 3 nebo 4 obsahují vysoké koncentrace chlorofylu-a (58–455 $\mu\text{g.l}^{-1}$) i celkových suspendovaných látek (19–80 mg.l^{-1}). Obě kategorie vykazují stejnou tendenci, nižší hodnoty reflektance v kratších vlnových délkách a vyšší hodnoty v oblasti delších vlnových délek. Přesto se od sebe kategorie liší. Vody zahrnuté do kategorie 3 mají spektrum reflektance s třemi patrnými maximy, nejvýraznějším a největším v blízké infračervené (NIR) oblasti, nicméně hodnoty reflektance nejsou vyšší než 6%. Naproti tomu reflektance vod zařazených do kategorie 4 vykazuje největší maximum v oblasti NIR s hodnotami nad 6% a menšími vrcholy v zelené a červené oblasti, kde jsou hodnoty reflektance menší než 6%.



Obr. 7. Charakteristické křivky spektrální reflektance z vodní hladiny lokalit s různou mírou eutrofizace. Jednotlivé dvojice křivek ilustrují obvyklý rozsah hodnot chlorofylu-a a nerozpuštěných látek. Legenda ke grafům:

Kategorie	Charakter lokality	Křivka A		Křivka B	
		Chl-a [$\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$]	TSS [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	Chl-a [$\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$]	TSS [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]
1.	Oligotrofní (zatopené těžené pískovny)	2	4,5	2	2,0
2.	Mezotrofní (zatopené netěžené pískovny)	25	6,0	17	5,8
3.	Eutrofní rybníky	89	40,0	58	35,0
4.	Hypertrofní rybníky	222	47,0	131	29,0

Obecně platí, že s rostoucím obsahem látek ve vodách narůstá také reflektance. Rostoucí koncentrace chlorofylu-a způsobuje nárůst reflektance zejména v červené a infračervené oblasti elektromagnetického spektra. V této oblasti také dochází s rostoucím obsahem chlorofylu-a k posunu pozice maxima od 680–705 nm při nízkých koncentracích až k 715 nm při vyšších koncentracích chlorofylu-a.

Reflektanci lze využít k odhadu kvalitativních parametrů vody. Odhad se provádí na základě korelačních vztahů mezi parametry naměřené reflektance a laboratorně zjištěnými koncentracemi látek (Chl-a, TSS) ve vodách (Moses et al., 2009). Celkem bylo testováno 25 algoritmů dostupných z literatury, které se používají k odhadu látek ve vnitrozemských vodách. Závislosti mezi koncentracemi Chl-a, TSS a parametry reflektance byly testovány pomocí lineárního, exponenciálního a mocninného modelu. Nejlepších výsledků bylo dosaženo při použití mocninného modelu a to jak pro odhad koncentrace chlorofylu-a, tak pro odhad koncentrace celkových suspendovaných látek.

Reflektance je ovlivněna přítomností látek obsažených ve vodě, proto je při výpočtu závislosti koncentrace látky specifikována jako nezávislá proměnná (1).

$$y = a \cdot x^b \quad (1)$$

kde x je koncentrace látky ve vodě, y je hodnota spektrální reflektance (použitý algoritmus), a a b jsou empiricky odvozené koeficienty.

Obecný vztah pro odhad koncentrace složky ve vodě z křivky reflektance je dán vztahem (2).

$$OAS = \sqrt[b]{\frac{R}{a}} \quad (2)$$

kde OAS je koncentrace opticky aktivní složky ve vodě (Chl-a v $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ nebo TSS v $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$); R je použitý algoritmus, a a b jsou empiricky odvozené koeficienty.

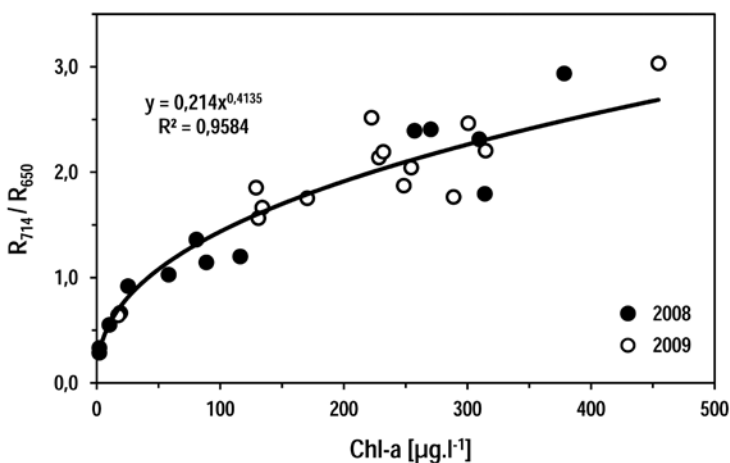
V Tab. 3 jsou uvedeny algoritmy použitelné pro odhad množství chlorofylu-a a nerozpuštěných látek ve vodách a matematické vztahy pro jejich výpočet při použití daných algoritmů.

Nejlepší výsledky pro odhad množství chlorofylu-a z hodnot reflektance dává mocninný model, založený na poměru reflektance

(R_{714}/R_{650}) v infračervené a červené části spektra (Zimba et Gitelson, 2006) (Obr. 8).

Tab. 3. Algoritmy použitelné pro odhad koncentrace chlorofylu-a a TSS v povrchových vodách zjištěné na základě naměřených reflektančních spekter vybraných lokalit.

Odhadovaný parametr	Algoritmus	R ²	Rovnice mocinné funkce	Matematický vztah pro výpočet Chl-a/TSS
	R_{714}/R_{650}	0,96	$y = 0,214 x^{0,4135}$	$\text{Chl-a} = \sqrt[0,4135]{\frac{R_{714} / R_{650}}{0,214}}$
Chl-a	R_{700}/R_{675}	0,92	$y = 0,6701 x^{0,2612}$	$\text{Chl-a} = \sqrt[0,2612]{\frac{R_{700} / R_{675}}{0,6701}}$
	Pozice vrcholu kolem 700 nm	0,91	$y = 689,69 x^{0,0057}$	$\text{Chl-a} = \sqrt[0,0057]{\frac{R_{\max}}{689,69}}$
TSS	R_{806}	0,89	$y = 0,0009 x^{0,9412}$	$\text{TSS} = \sqrt[0,9412]{\frac{R_{806}}{0,0009}}$
	R_{806}/R_{670}	0,86	$y = 0,0856 x^{0,784}$	$\text{TSS} = \sqrt[0,784]{\frac{R_{806} / R_{670}}{0,0856}}$



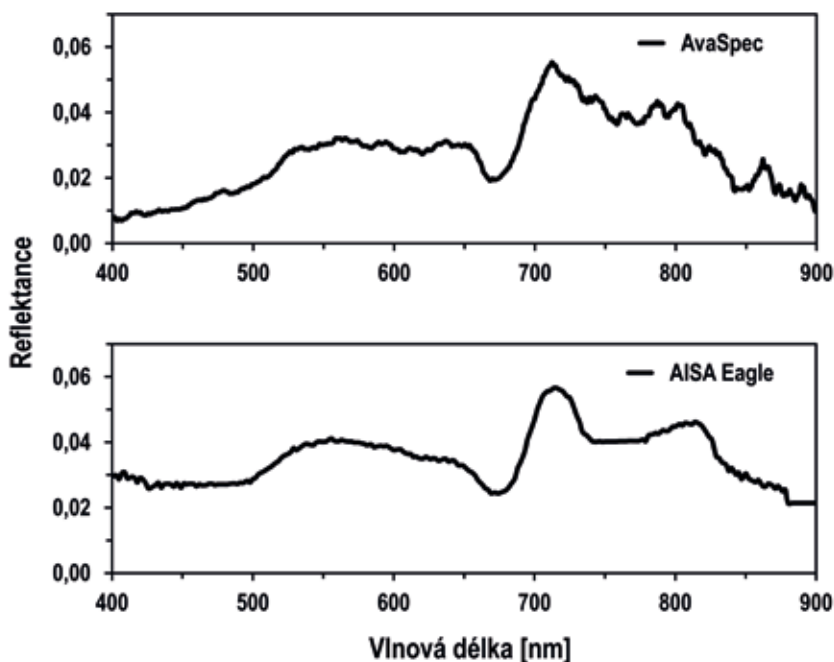
Obr. 8. Závislost reflektance (poměr při vlnových délkách R_{714}/R_{650}) na koncentraci chlorofylu-a pro rybníční lokality a zatopené písčiny – Třeboňsko 2008 a 2009.

Pro odhad množství TSS ve vodách se jeví jako nejlepší použití jednoduchého algoritmu vycházejícího z hodnoty reflektance v NIR oblasti ($R^2=0,89$, mocninový model).

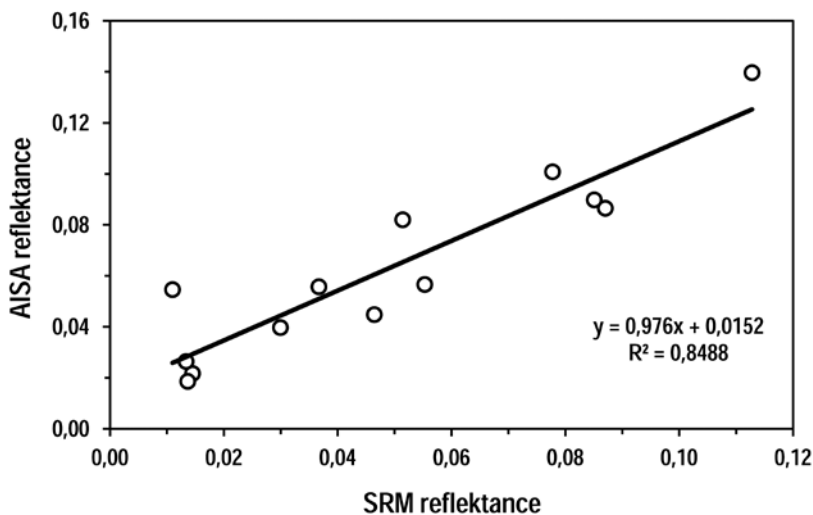
Výhodou použití algoritmů uvedených v Tab. 3 je jejich jednoduchost a zároveň velmi dobrá přesnost výsledku.

3.3.2 Měření reflektance leteckým snímkováním

Získání reflektance vody snímané leteckým hyperspektrálním skenerem AISA Eagle vyžaduje korekce a kalibraci dat založenou na podpůrném pozemním měření. Přesto, že zpracování leteckých dat je časově náročnější a pracnější než měření in situ pomocí spektrometru, poskytují tato data výhodu nasnímání rozsáhlého území v jeden okamžik. Leteckým snímkováním je možné získat data i z míst, která jsou měřením v terénu těžko přístupná.



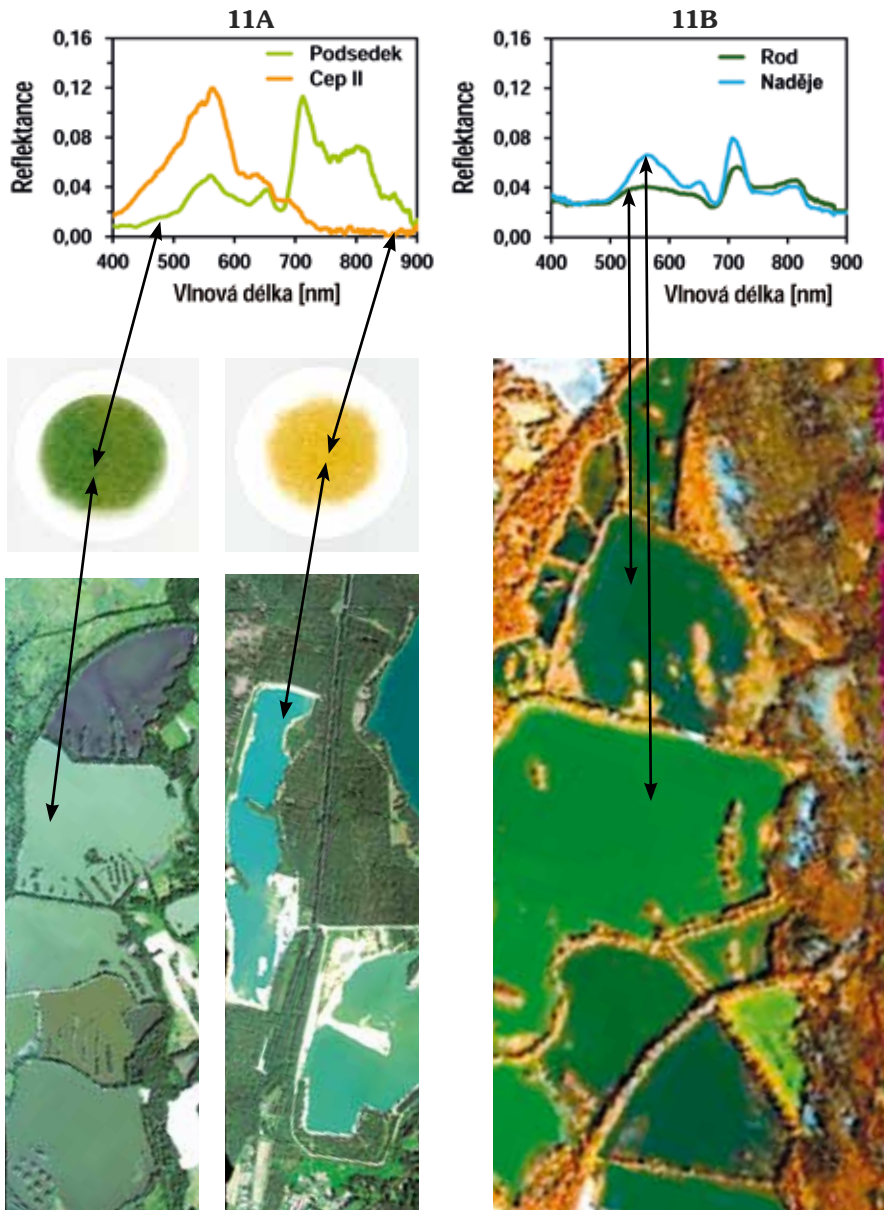
Obr. 9. Srovnání spektrální reflektance rybníku Rod (29.7.2008). Horní graf: výsledek měření in situ spektrometrem AvaSpec; Dolní graf: výsledek leteckého snímkování hyperspektrálním skenerem AISA (kvantitativní rozdíly v hodnotách reflektance jsou způsobeny rozdílnou geometrií měření).



Obr. 10. Vzájemný vztah mezi reflektancí měřenou v terénu (SRM – spektroradiometr AvaSpec) a reflektancí získanou leteckým snímkováním území (AISA).

Výsledky měření byly porovnány s reflektančními spektry naměřenými přímo v terénu na jednotlivých lokalitách spektroradiometrem AvaSpec (Obr. 9, Obr. 10). Charakter křivek z obou měření je velmi podobný. Z hlediska přesnosti poskytovaných dat a jejich vzájemné zastupitelnosti lze metodu leteckého snímkování a její data využít obdobně jako data měřená in situ. Nasnímaná letecká data je možné využít i k dalšímu hodnocení (např. teplota vody).

Vhodné je využití leteckých dat pro monitorování rozvoje vodního květu (Obr. 11). V části B na Obr. 11 je uvedeno porovnání výsledků měření hyperspektrálním skenerem dvou eutrofních rybníků, které se liší obsahem chlorofylu-a a složením fytoplanktonu. Vyšší obsah chlorofylu-a ve vodě se projevuje tím, že se plochy na snímku jeví světlejší a zároveň vzrůstá reflektance. Z barevného projevu vody na snímku tak lze získat i důležitou informaci o rozsahu eutrofizace a s ní spojeném výskytu vodních květů sinic.



Obr. 11. A) Porovnání reflektance dvou typů vod na Třeboňsku (měřeno in-situ spektrometrem AvaSpec) – oranžová křivka reflektance a žlutá barva sestonu zachyceného na filtru: těžená pískovna, téměř oligotrofní voda s velmi nízkým obsahem chlorofylu-a a se zvýšeným obsahem anorganických částic; světle zelená křivka reflektance a zelená barva sestonu zachyceného na filtru: eutrofní rybníční voda s vysokým obsahem chlorofylu-a; B) porovnání reflektance z hladiny eutrofních rybníků (data získaná hyperspektrálním skenerem AISA Eagle) – tmavě zelená křivka reflektance: rybník Rod, fytoplankton s převahou zelených řas; modrá křivka reflektance: rybník Naděje, vodní květ planktonních sinic.

Výhody použití reflektance získané metodami DPZ:

- ⇒ Reflektanční spektra lze využít jako charakteristiku vypovídající o kvalitě vody.
- ⇒ Při kvalitní kalibraci poskytuje přiměřeně přesné výsledky, bez potřeby laboratorních analýz.
- ⇒ Umožňuje monitorovat kvalitu vod, které leží v nepřístupných místech.
- ⇒ Díky širokému záběru snímacího zařízení umožňuje hodnotit rozsáhlá území v jednom okamžiku.
- ⇒ Umožňuje sledovat prostorovou heterogenitu vodních nádrží (např. vodní květ).
- ⇒ Umožňuje dlouhodobý monitoring – sledování a porovnávání změn v čase.
- ⇒ Na základě korelací lze parametry detekovatelné pomocí DPZ (Chl-a a TSS) využít k odhadu dalších hydrochemických parametrů (partikulovaný dusík a fosfor).

4 HODNOCENÍ NOVOSTI PŘEDKLÁDANÝCH POSTUPŮ

Využití metod DPZ, respektive reflektance, při hodnocení kvality vody není novým postupem, nová je aplikace na malé vodní plochy a turbidní vody.

Reflektance měřená z vodní hladiny dosud byla používána převážně v oceánském prostředí (Koponen et al., 2002; Stramski et al., 2001). V těchto vodách oligotrofního charakteru je interpretace zjištěných dat relativně snadná. Výsledný tvar reflektanční křivky je dán převážně přítomností fytoplanktonu a produkty jeho degradace, proto je i odhad koncentrace chlorofylu-a, jako míry množství fytoplanktonu, z reflektance relativně snadný. Používá se jednoduchý algoritmus založený na poměru vlnových délek v modré a zelené části spektra, tzv. blue-green ratio (R_{440}/R_{550}) navržený Gordonem et Morelem (1983).

U vnitrozemských produktivních a turbidních vod obecně, kam patří i vody v ČR, je kvalita vody proměnlivá a jsou tak proměnlivé i její spektrální vlastnosti. Z toho důvodu algoritmus Gordona et Morela (1983) nelze použít, protože tyto vody, kromě fytoplanktonu, obsahují i další opticky aktivní látky, které modifikují výslednou reflektanci a ztěžují její interpretaci (Arst, 2003).

Česká republika je navíc jedinečná zastoupením oblastí s velkým počtem vodních ploch, které jsou často tvořeny umělými nádržemi a rybníky. Tyto vody jsou využívány převážně k produkčním či rekreačním účelům či jako zásobárny pitné vody. Znamená to, že na poměrně malém území je vysoká koncentrace vodních ploch s oligotrofním až eutrofním či hypertrofním charakterem. Metody DPZ, respektive měření reflektance, se u nás využívá především ke sledování a hodnocení stavu vegetace (Hais, 2009; Vinciková et al., 2010), popřípadě byly zjišťovány možnosti využití DPZ při monitorování povodní (Langhammer et al., 2005). K hodnocení kvality vody v ČR však dosud reflektance využita nebyla.

5 POPIS UPLATNĚNÍ CERTIFIKOVANÉ METODIKY

Metodika *Měření a využití spektrální odrazivosti (reflektance) slunečního záření z hladiny povrchových vod* je určena pro vodohospodářskou praxi a pro monitoring kvality povrchových vod. Je určena institucím, které řeší problematiku rychlého a přiměřeně přesného hodnocení kvality vody a sledují dlouhodobé trendy.

Vztah mezi spektrální reflektancí a kvalitou vody (obsahem chlorofylu-a a TSS) byl ověřen na souboru dat z roku 2010. V tomto roce byly znovu nasnímány zájmové lokality Třeboňska. Reflektance byla opět měřena leteckým hyperspektrálním skenerem AISA Eagle se stejným uspořádáním a nastavením jako při měření v roce 2008 (Obr. 12).

Souběžně s leteckým spektrálním měřením byly provedeny odběry vody na vybraných 36 lokalitách.

Odhad množství látek z naměřené reflektance byl proveden s využitím algoritmů, které poskytly v testovacím období nejlepší výsledky.



Obr. 12. Ukázka letových linií získaných skenerem AISA při snímkování z roku 2010.

Pro odhad množství chlorofylu-a je využit algoritmus založený na poměru reflektancí při 714 a 650 nm (Zimba et Gitelson, 2006):

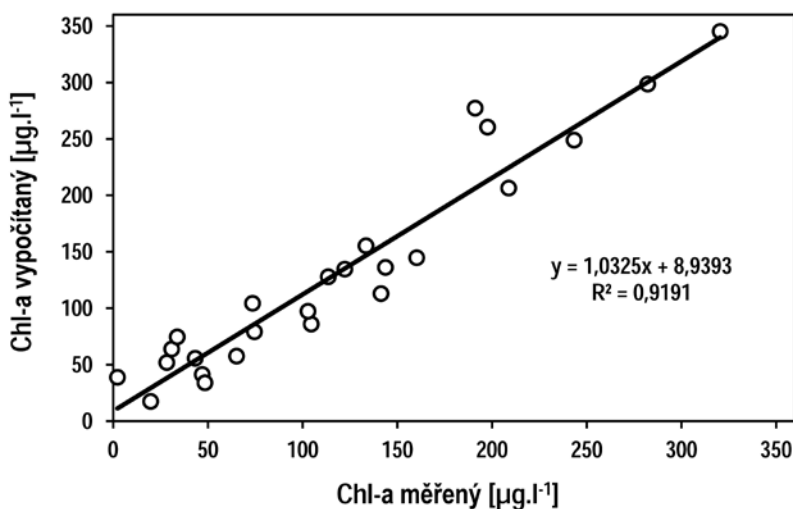
$$\text{Chl-a} = \sqrt{\frac{0,4135 \cdot \frac{R_{714}}{R_{650}}}{0,214}} \quad (3)$$

Odhad množství TSS ve vodách je založen na algoritmu využívajícím hodnoty reflektance v blízké infračervené oblasti 806 nm (Årenz et al., 1996):

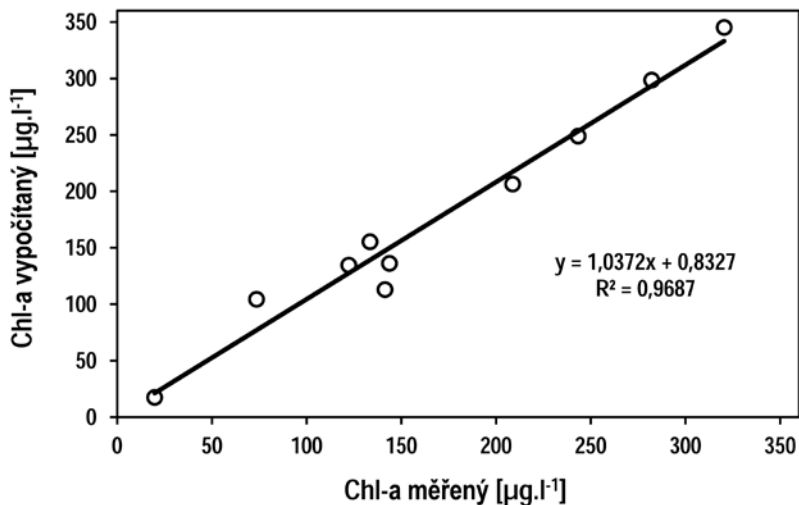
$$\text{TSS} = \sqrt{\frac{0,9412 \cdot R_{806}}{0,0009}} \quad (4)$$

Příklad výsledků je uveden na Obr. 13, Obr. 14 a Obr. 15.

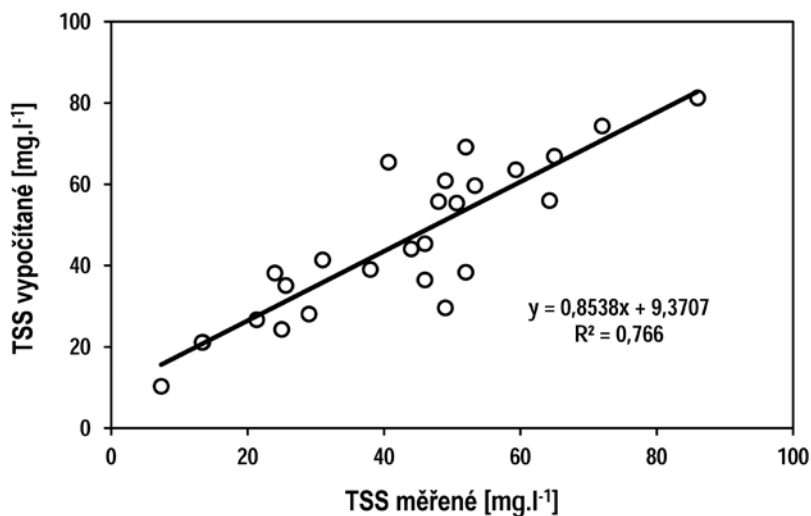
Vztah pro odhad chlorofylu-a dává velmi dobré výsledky. Vztah mezi vypočítaným množstvím chlorofylu-a a množstvím chlorofylu-a laboratorně stanoveným (Obr. 13) je velmi těsný ($R^2 = 0,92$).



Obr. 13. Koncentrace chlorofylu-a odhadnutá na základě modelu v rovnici (3) versus skutečná koncentrace chlorofylu-a měřená v laboratoři (na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ se intercept neliší od hodnoty 0 a sklon od hodnoty 1, závislost lze považovat za totožnou s poměrem 1:1).



Obr. 14. Koncentrace chlorofylu-a odhadnutá na základě modelu v rovnici (3) versus skutečná koncentrace chlorofylu-a měřená v laboratoři na lokalitách s převahou sinic (na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ se intercept neliší od hodnoty 0 a sklon od hodnoty 1, závislost lze považovat za totožnou s poměrem 1:1).



Obr. 15. Koncentrace nerozpuštěných látek vypočítané na základě modelu v rovnici (4) versus skutečná koncentrace TSS měřená v laboratoři.

Pokud ve skladbě fytoplanktonu dominují sinice (Obr. 14), je výsledný vztah ještě těsnější ($R^2=0,97$). Sinice se zpravidla nachází v povrchových vrstvách vodního sloupce a díky tomu jsou hlavním faktorem, který ovlivňuje výslednou reflektanci.

Pro odhad množství celkových nerozpuštěných látek z křivky reflektance je výsledná závislost (Obr. 15) daleko slabší ($R^2=0,77$) než v případě odhadu chlorofylu-a. Samotná matrice a její charakter je složitější. Variabilita TSS se navíc v letním období zvyšuje.

Metoda odhadu množství látek ve vodách (chlorofyl-a, TSS) na základě reflektance získané leteckým snímkováním poskytuje vhodný nástroj pro monitoring rozsáhlých územních celků. Získané informace, odhad koncentrace chlorofylu-a i nerozpuštěných látek, poskytují dostatečně přesné údaje, které umožňují rozlišit základní úrovně rozsahu eutrofizace povrchových vod (viz kategorie povrchových vod podle různé míry eutrofizace).

Z hlediska kontroly eutrofizace vod je nejdůležitější monitorovat případy, kdy má voda dobrou kvalitu, tzn. vody mírně eutrofní s hranicí maximální koncentrace chlorofylu-a $50 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, a identifikovat lokality velmi eutrofní až hypertrofní s koncentracemi chlorofylu-a v průměru nad $150 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$.

Využití dat spočívá nejen ve stanovení množství látek v jednotlivých nádržích, ale také v rychlé kategorizaci povrchových vod větších územních celků. Příklad třeboňských rybníků dokazuje, že metodu lze využít i při hodnocení malých turbidních vod, které jsou v České republice velmi hojné.

6 SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

- ARENZ, R.F., LEWIS, W.M., SAUNDERS, J.F. (1996): Determination of chlorophyll and dissolved organic carbon from reflectance data for Colorado reservoirs. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 17, No. 8, pp. 1574–1566.
- ARST, H. (2003): *Optical Properties and Remote Sensing of Multi-componental Water Bodies*. Berlin; Heidelberg; New York; Hong Kong; London; Milan; Paris; Tokyo: Springer Chichester, UK: Praxis Publ. 231 p. ISBN 3-540-00629-X.
- BUKATA, R.P., BRUTON, J.E., JEROME, J. (1985): Application of Direct Measurements of Optical Parameters to the Estimation of Lake water Quality Indicators. Inland waters Directorate, National Water Research Institute, Canada Centre for Inland Waters, Burlington, Ontario, Scientific series no. 140, 35 p., ISBN 0662-14184-9.
- DOBROVOLNÝ, P. (1998): Dálkový průzkum Země, Digitální zpracování obrazu. Masarykova univerzita v Brně. 208 p., ISBN 80-210-1812-7.
- Geomatica Algorithm Reference (2003): PCI Geomatics. 50 West Wilmot Street, Richmond Hill, Ontario, Canada, L4B 1M5.
- GITELSON, A., KHANBILVARDI, R., SHTEINMAN, B., YACOBI, Y. (2004): Monitoring Quality of Productive Aquatic Ecosystem: Requirements for Satellite Sensors. BALWOIS 2004, Ohrid, FY Republic of Macedonia, 25.–29. May 2004.
- GORDON, H.R., MOREL, A.Y. (1983): Remote Assessment of Ocean Color for Interpretation of Satellite Visible Imagery: A Review, Springer-Verlag, New York, 114 p., ISBN 03-879-0923-0.
- HANUŠ, J., MALENOVSKÝ, Z., HOMOLOVÁ, L., KAPLAN, V., LUKEŠ, P., CUDLÍN, P. (2008): Potentials of the VNIR Airborne Hyper-spectral System AISA Eagle. Sborník abstraktů ze sympozia GIS Ostrava 2008. 27.–30.1.2008, Tanger, Ostrava, ISBN 978-80-254-1340-1.
- H AIS, M. (2009): Využití dálkového průzkumu Země pro monitoring lesů na Šumavě. *Životné prostredie*, Vol. 43, No. 4. pp. 216–219.
- JENSEN, J.R. (2000): *Remote sensing of the environment: an earth resource perspective*, Upper Saddle River, NJ: Prentice-Hall, 544 pp., ISBN 0-13-489733-1.

- KOPONEN, S., PULLIAINEN, J., KALLIO, K., HALLIKAINEN, M. (2002): Lake water quality classification with airborne hyperspectral spectrometer and simulated MERIS data. *Remote Sensing of Environment* Vol. 79, No. 1, pp. 51–59.
- LANGHAMMER et al. (2005): Dlouhodobé změny poříčních ekosystémů v nivách toků postižených extrémními záplavami. Projekt VaV SM/2/57/05.
- MOSES, W.J., GITELSON, A.A., BERDNIKOV, S., POVAZHNYI, V. (2009): Estimation of chlorophyll-a concentration in case II waters using MODIS and MERIS data – successes and challenges. *Environmental Research Letters*, Vol. 4, 8 p.
- PECHAR, L. (1987): Use of the acetone-methanol mixture for extraction and spectrophotometric determination of chlorophyll a in phytoplankton, *Arch.Hydrobiol. Suppl. 78 (Algological Studies 46)*, pp. 99–117.
- RICHTER, R. (2007): Atmospheric/Topographic Correction for Airborne Imagery, ATCOR-4 User Guide, Version 4.2, Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt e. V. (DLR) and ReSe Applications Schläpfer, pp. 125.
- SCHLÄPFER, D. (2006): Parametric Geocoding, PARGE User Guide, Version 2. 3. ReSe Applications Schläpfer & Remote Sensing Laboratories University of Zurich, PDF/CDROM edition, Wil SG, pp. 195. (<http://www.rese.ch/parge/>)
- SCHLÄPFER, D., ODERMATT, D. (2006): MODO – Modtran4 for Remote Sensing Applications. ReSe Applications Schläpfer, Wil, Switzerland, pp. 78. (<http://www.rese.ch/modo/>)
- STRAMSKI, D., BRICAUD, A., MOREL, A. (2001): Modeling the inherent optical properties of the ocean based on the detailed composition of the planktonic community. *Applied Optics*, Vol. 40, No. 18, pp. 2929–2945.
- VINCIKOVÁ, H., HAIS, M., BROM, J., PROCHÁZKA, J., PECHAROVÁ, E. (2010): Use of remote sensing methods in studying agricultural landscapes – a review. *Journal of Landscape Studies*, Vol. 3, Iss. 1, pp. 53–63, (online version).
- ZIMBA, P.V., GITELSON, A. (2006): Remote estimation of chlorophyll concentration in hyper-eutrophic aquatic systems: Model tuning and accuracy optimization. *Aquaculture*, Vol. 256, Iss. 1–4, pp. 272–286.



CERTIFIKOVANÁ METODIKA

Měření a využití spektrální odrazivosti (reflektance) slunečního záření z hladiny povrchových vod

Ing. Hana Vinciková
doc. RNDr. Libor Pechar, CSc.
Ing. Jan Hanuš

Metodika vznikla díky podpoře projektů MŠMT NPV II 2B06068 (Interviron) – Ocenění a interpretace odezvy ekosystémů na environmentální zátěž v ČR; VaV MŽP SP/2d3/209/07 – Rybníční hospodaření respektující strategii udržitelného rozvoje a podporu biodiverzity; Výzkumného záměru Jihočeské univerzity Zemědělské fakulty – MŠMT MSM 6007665806 – Trvale udržitelné způsoby zemědělského hospodaření v podhorských a horských oblastech zaměřené na vytváření souladu mezi jejich produkčním a mimoprodukčním uplatněním; GAJU 107/2010/Z – Využití mokřadů a mělkých vod jako ekologických stabilizujících struktur v kulturní krajině; CzechGlobe – Centrum pro studium dopadů globální změny klimatu, Reg. č. CZ.1.05/1.1.00/02.0073, operační program VaVpI spolufinancován z fondů EU a státního rozpočtu ČR.

V roce 2013 vydalo ENKI, o.p.s., Třeboň
v nakladatelství a vydavatelství Lesnická práce, s.r.o.

Náklad: 300 ks
Počet stran: 32
Vydání: první

© ENKI, o.p.s, 2013

© Centrum výzkumu globální změny AV ČR, v.v.i., 2013

© Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, 2013

© Lesnická práce, s.r.o., 2013

ISBN 978-80-7458-043-7

ČLÁNEK 4

Spectral reflectance is a reliable water-quality estimator for small, highly turbid wetlands

Vinciková H., Hanuš J., Pechar L. 2015. Spectral reflectance is a reliable water-quality estimator for small, highly turbid wetlands. *Wetlands Ecology and Management* 23: 933-946. DOI: 10.1007/s11273-015-9431-5.

Spectral reflectance is a reliable water-quality estimator for small, highly turbid wetlands

Hana Vinciková  · Jan Hanuš · Libor Pechar

Received: 5 November 2014 / Accepted: 20 May 2015 / Published online: 31 May 2015
© Springer Science+Business Media Dordrecht 2015

Abstract Spectral reflectance from water surfaces was measured in small (0.01–5 km²), turbid, eutrophic fishponds and mesotrophic quarry lakes in the Třeboň basin (South Bohemia, Czech Republic). A spectral scanner for direct field measurements from water surfaces and a hyperspectral airborne scanner were both used. The quarry lakes and fishponds differed in their spectral signature, which reflected the extent of their eutrophication. Their chlorophyll-*a* (*chl-a*) concentrations ranged from 2 to 455 µg/l⁻¹. Various algorithms were tested to best fit the relationships between reflectance patterns and the water-quality parameters used—concentration of *chl-a* and the total amount of suspended solids. The reflectance ratios at 714 and 650 nm gave the best estimates for *chl-a* concentrations, and simple reflectance at near infrared wavelengths, especially at 806 nm, gave the best predictive values for total suspended solid

evaluation ($r^2 = 0.89$). Field surface reflectance and airborne sensing measurements were well correlated; however, airborne reflectance data showed higher variability ($r^2 = 0.93$ and 0.86, respectively). The results support the validity of reflectance measurements, both field and airborne, as a rapid tool for evaluating water quality in many turbid and greatly disturbed, small water bodies.

Keywords Remote sensing · Water quality · Hyperspectral reflectance · Turbid inland waters · Chlorophyll · TSS

Introduction

The landcover of the Czech Republic contains a large number of water bodies: mostly man-made, small and shallow, turbid, eutrophic or hypertrophic. There is no possibility to monitor all of these water bodies by means of standard methods such as water sampling and analyses or spectral ground-based measurements. However, the water bodies play an important role in the landscape, so knowledge of their quality and its dynamics is of high interest.

Optically active water-quality parameters (WQPs) such as chlorophyll-*a* or total suspended solid concentrations (hereafter, *chl-a* and TSS, respectively) can be measured by means of high spectral resolution sensors (airborne or satellite). These remote sensing (RS) methods promise to be suitable for estimating

H. Vinciková (✉) · L. Pechar
Laboratory of Applied Ecology, Department of Landscape Management, Faculty of Agriculture, University of South Bohemia in České Budějovice, Studentská 13,
37005 České Budějovice, Czech Republic
e-mail: hanavincikova@seznam.cz

J. Hanuš
Global Change Research Centre AS CR, v.v.i., Bělidla
986/4a, 603 00 Brno, Czech Republic

L. Pechar
ENKI o.p.s., Dukelská 145, 379 01 Třeboň,
Czech Republic

WQPs in turbid waters over a large area several times a year; including *chl-a* (Sokoletsky et al. 2011; Yacobi et al. 2011; Shi et al. 2013), prediction of phytoplankton species (Randolph et al. 2008) and their biomass (Abd-Elrahman et al. 2011), and/or TSS (Doxaran et al. 2005; Sterckx et al. 2007; Ouillon et al. 2008). Moreover, the spatial diversity within an individual water body can be evaluated and a time series can be obtained (Sudduth et al. 2005).

Productive inland waters are optically more complex (Gurlin et al. 2011) than marine waters because they contain other optically active compounds besides phytoplankton in the water column such as inorganic particles and organic non-algal seston, modifying the spectral response (Yacobi et al. 2011) and making the interpretation of the resulting reflectance spectrum more difficult. In addition, the lake bottom reflectance may contribute to the radiance (Sokoletsky et al. 2011) in shallow waters.

Despite the fact that many reflectance spectral features of inland waters have been described (e.g. Zimba and Gitelson 2006) and many empirical algorithms have been derived, RS of inland waters remain a challenge because of the highly varied trophic states and differences in seston composition as well as different climatic conditions. These algorithms are nearly always site specific, due to changes in the biophysical water characteristics based on the location, and time of the year (Liu et al. 2003). Therefore, no wide application to any water type is feasible (Shi et al. 2013), and the algorithms often require re-parameterization and calibration (Yacobi et al. 2011). Some algorithms are promising for universal use, but they still require verification for other types of water. *Chl-a* in turbid productive waters seems to be accurately estimated by means of NIR-red algorithms (Gitelson 1992; Dekker 1993; Schalles et al. 2001; Yacobi et al. 2011; Moses et al. 2012).

Many researchers are developing a simple universally applicable algorithm of *chl-a* estimation using MERIS (Moses et al. 2012) or MODIS (Gurlin et al. 2011) data. These were primarily intended for ocean monitoring, but MERIS and/or MODIS have recently been used for inland and coastal waters (Gurlin et al. 2011; Yacobi et al. 2011; Moses et al. 2012). The two- or three-band NIR-red algorithms are routinely applied to estimate *chl-a* from near-real-time satellite data from turbid waters from around the globe without the need for case-specific algorithm re-parameterization. However,

chl-a concentrations in waters investigated through MERIS or MODIS are mainly low to moderate. Therefore, further tests are needed to validate the universal applicability of these algorithms for small, turbid, inland waters. Moreover, spatial resolution of the RS sensor is crucial because it is the key factor determined by the size of the objects investigated. The relatively coarse spatial resolution of MERIS/MODIS (300 and 250/500 m, respectively) does not allow for sensing of small water bodies. Chipman et al. (2009) and Olmanson et al. (2011) also mentioned that MODIS/MERIS data are only suitable for large lakes (>1.5/2 km²).

Other multispectral satellites such as SPOT or Landsat provide spatial resolution in tens of metres, enabling small water bodies to be monitored by these satellites. Chipman et al. (2009) and Olmanson et al. (2011) showed that all water bodies of 0.04 km² and larger are suitable for monitoring with this moderate resolution. However, their radiometric resolution and signal-to-noise ratio are not designed for a very low signal emanating from these waters (Arst 2003).

Hyperspectral, airborne RS seems to be more useful for successful estimation of water quality of smaller, shallow, turbid waters (below 0.04 km²) due to its higher spectral and very high spatial resolution. Igamberdiev et al. (2011) used this RS method, even for waters smaller than 0.01 km². Abd-Elrahman et al. (2011) described their experience with the use of mobile, ground-based hyperspectral sensor to estimate WQPs in freshwater aquaculture ponds approximately 0.002 km² in size and eutrophic or hypertrophic with *chl-a* from 0.8 to 494 µg/l.

This study was designed to identify characteristic patterns of water-surface reflectance spectra of small turbid waters, quarry lakes and fishponds, in the Třeboň basin. In these localities, suspended inorganic particles such as sand, clay, peat and organic debris from manuring of fishponds, together with a wide range of phytoplankton of different taxa (cyanobacteria, chlorococcal algae, diatoms), form a complicated optical environment. Ground-based and airborne sensing of advanced hyperspectral data of high spectral resolution were used to make assessments of concentrations of the major water-constituents (*chl-a* and TSS) and to choose the best algorithm to predict WQPs in these small productive waters. Measurements from hand-held devices and hyperspectral reflectance from an AISA instrument were compared

in order to establish whether measurements using airborne hyperspectral reflectance instrument for water-quality estimation throughout large areas correspond well with manual measurements and such an instrument can thus be used instead.

Fishpond regions in the Czech Republic as well as in Austria, Germany, Poland and France represent important component of European wetlands. Fulfilling the water-quality requirements and achieving a sustainable management of these aquatic ecosystems according to the Water Framework Directive (WFD 2000/60/EC) require the development of effective tools for the monitoring of different water bodies. Monitoring can help to predict natural processes in the environment and determine human impacts on ecosystems. Moreover, the knowledge of the amount of *chl-a* enables us estimate fishponds production, which can be important in terms both of protection against increase of eutrophication and optimization of fish management. Our study shows the simple application of the RS to the monitoring of a large number of small water bodies.

Data and methods

Study sites

Measurements were carried out during two summers (2008–2009) in the Třeboň basin, South Bohemia, Czech Republic (Fig. 1). Třeboň basin with area of 700 km² represents type of landscape where small water bodies and wetlands form about 15 % of area. Altogether 465 fishponds cover 7.5 km² (Jeník et al. 2002). The water area of the individual fishponds ranges from 0.01 to 5 km². Most of the fishponds are several 100 years old and look like small, shallow lakes. Fishponds are man-made water bodies formed by damming of shallow valleys, featuring flat bottoms with minimal slope towards the dam. Mean depth is around 1 m; maximum depth does not exceed 3 m by the outlet at the dam. Filling the fishponds with water and release of the water are easily controllable by the system of channels and ditches. Lužnice River, which is the main source of water for most of the Třeboň fishponds, is relatively rich in nutrients, although some fishponds are supplied with seepage water from their catchment. Fishponds fill with water in spring while inflow is stopped during summer when the theoretical

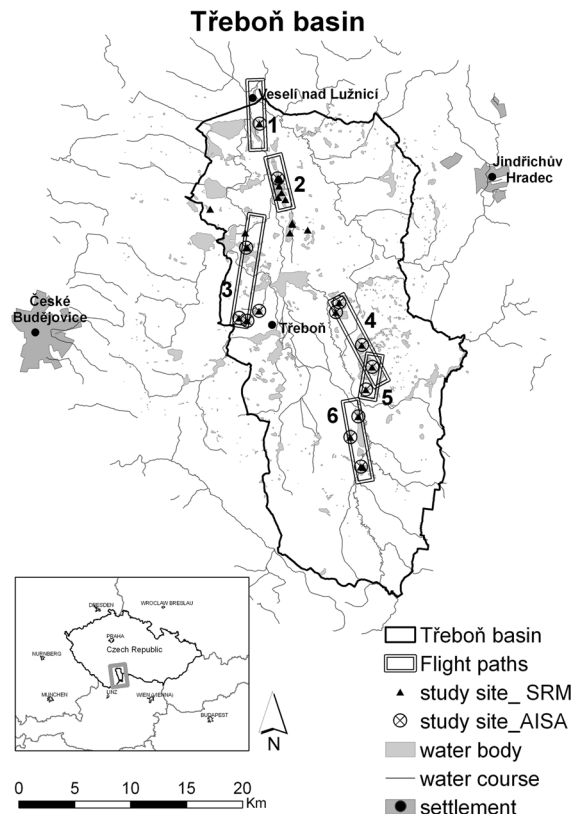


Fig. 1 Study area (48°48′49″11N, 14°38′15″00″E) located in South Bohemia, Czech Republic

resident time reaches more than 100 days. Fishponds are intentionally enriched with the aim of increasing the fish production, with common carp (*Cyprinus carpio* L.) the main cultivated fish species. Management is based on natural production processes, enhanced by additions like liming, fertilizing and direct fish feeding. Fish-production practices, together with influences from the catchment area, cause intensive eutrophication of the fishponds and shift basic water chemistry to more hydrogen carbonate type of water with Ca and Mg as principal cations (Pechar et al. 2002).

The flooded quarries are lake-like water bodies several decades old, with maximum depth ranging between 8 and 30 m, and areas are less than 0.5 km². Younger quarry lakes are used as source of raw water. Older water bodies serve for recreation, water sports and sport fishing. Chemical characteristics of waters of the quarry lakes reflect, to some extent, the original hydrochemical conditions of the Třeboň basin. Their

sulphate or sulphate–hydrogen carbonate type of waters can be explained by the influence of ground-water from quaternary and upper cretaceous sediments (Kroupa and Drbal 1990). Consequently, these sites have conserved their mesotrophic character, and their phytoplankton corresponds to the conditions the fishponds were in some 30–40 years ago.

Data collection on location

Sample collection

Water samples for laboratory analyses of WQPs and ground-based measurements of reflectance spectra of 28 fishponds and quarry lakes in the Třeboň basin were collected from July to September in 2008 and 2009. Fishponds localities were chosen according to flight lines of 36-km total length oriented from the south to the north of the entire Třeboň basin. Wide range of mezotrophic and hypertrophic fishponds was covered. The quarry lakes fitting into these lines were also included and examined, since they represent the oligotrophic–mezotrophic water type which occurred in this region before the period of fishpond eutrophication in the last century (Pechar et al. 2002).

Water samples were obtained by boat several tens of metres from fishpond dams or shorelines. Two litre samples were collected from the water surface and transported in polyethylene bottles to the laboratory within 4 h. Average depth of most of fishponds ranges between 0.7 and 0.9 m. Water column is usually well mixed, every night by convection, and during days, only a slight wind is enough to induce turbulent mixing. This sampling corresponds to the informative water layer which is accessible for reflectance reading. According to Arst (2003), in such types of turbid water, the informative layer is around 0.3 m.

Chl-a values were estimated by reading of absorbance with double beam UV–Vis spectrophotometer Heλios Alpha (Unicam, GB) at 664 nm after extraction with a mixture of 90 % acetone: methanol (Pechar 1987). TSS were determined as dry weight of seston captured on pre-weighed Whatman GF/C filters and dried to constant weight at 60 °C (Table 1).

Instrumentation

In situ reflectance was acquired using an AvaSpec2048-2 (Avantes BV, The Netherlands) spectroradiometer

(SRM data). AvaSpec is a dual-channel instrument acquiring data simultaneously in a spectral range of 200–1100 nm with a spectral resolution less than 1 nm. SRM spectra were obtained during cloud-free days with sunlight as the source of illumination. Measurements were taken roughly at midday—between 10 a.m. and 2 p.m. (CEST) ± 4 h (Table 1) in order to minimize effects of the possible temporal changes in water environment and also to perform this measurement simultaneously or as close as possible to the AISA Eagle overflight.

Water-leaving radiance (L_w) and reference spectra of the calibrated Spectralon panel¹ (L_{ref}) measurements were performed simultaneously with two fibre optics ended by a collimating lens with field of view 8°. The 2-m-long fibres were mounted on a specially designed floater/pontoon holding the fibres in a vertical position (nadir view) over the water surface (approximately 20 cm above the surface) and away from the boat. Data were stored using Avasoft 5.1 Full software (Avantes BV, The Netherlands). The acquired data were imported into a spreadsheet (Excel 2007), and the hemispherical–conical reflectance factor (HCRF) (Schaeapman-Strub et al. 2006) was calculated for each sample as the ratio of L_w/L_{ref} (Igamberdiev et al. 2011).

Raw data were normalized by its integral (over the spectrum in the range of 400–1010 nm) prior to clustering in order to preserve spectral shape information of the reflectance (Le et al. 2011) and align reflectance intensities on the same scale (for better comparison).

Algorithms from available literature have been tested for use for our terms and conditions. Simple but accurate algorithms were sought, which would enable evaluation of water quality based on various *chl-a* and TSS values. Correlations between the ground data and specific wavelengths of reflectance were calculated to estimate *chl-a* and TSS (using Statistica 9). The best results were achieved using (power) regression, thus the general relationship for water compound retrieval from a reflectance curve is given by the formula:

$$\text{OAS} = \sqrt[b]{\frac{R}{a}}, \quad (1)$$

¹ Diffuse PTFE material, reflects light with ca 98 % (<http://www.avantes.com/Colorimetry/White-Reference-Tile/Detailed-product-flyer.html>).

Table 1 List of localities measured by field spectroradiometer, data and time of reflectance acquisition and concentration of chlorophyll and total suspended solids

Optical class ^a	Locality	Date	Time (CEST)	TSS (mg/l)	Chl-a (µg/l)
1.	Cep I	29.7.2008	15:15	4.5	2
	Cep II	29.7.2008	14:00	2.3	2
	Tušť	29.7.2008	14:40	3.0	10
2.	Tušť	1.9.2009	14:30	5.8	17
	pískovny Veselí	29.7.2008	9:45	6.0	19
	Vizír	29.7.2008	15:55	5.9	25
	Verfle	29.7.2008	12:00	34.9	58
	Nový u Břilic	29.7.2008	12:30	39.5	89
	Staré Jezero	29.7.2008	16:15	18.9	81
	Břilický	29.7.2008	12:50	62.6	116
	Ženich	29.7.2008	18:05	44.4	257
3.	Velký Tisý	29.7.2008	11:10	41.8	270
	Nový Vdovec	29.7.2008	17:20	57.2	310
	Rod	29.7.2008	10:20	58.0	314
	Podsedek	29.7.2008	17:00	67.7	378
	Rod	3.8.2009	11:54	38.0	129
	Ostrý	5.8.2009	12:10	80.0	228
	Víra	6.8.2009	12:41	73.0	455
	Velký Tisý	6.8.2009	11:49	59.0	255
	Ptačí Blato	6.8.2009	13:28	39.3	134
	Klec	8.9.2009	11:08	67.0	249
	Dobrá Vůle	25.8.2009	12:11	37.1	170
	Klec	25.8.2009	10:50	28.7	131
	Potěšil	25.8.2009	9:58	62.0	301
	Rod	25.8.2009	13:00	66.7	315
	Služebný	25.8.2009	14:18	62.7	289
	Rod	8.9.2009	13:10	56.4	232
Naděje	8.9.2009	12:35	46.7	222	

^a Derived from cluster analysis (see Results)

where OAS is the concentration of optically active substances (*chl-a* or TSS) in the water in µg/l or mg/l; R is the reflectance algorithm applied; and a and b are regression parameters.

The use of the chosen algorithm

The dataset obtained from the AISA reflectance measurements from 2010 was used to check the validity of the R_{714}/R_{650} and R_{806} algorithms.

Chl-a in $\mu\text{g.l}^{-1}$ from the reflectance measurements was estimated according to the following equation:

$$\text{chl} - a = \sqrt[0.4135]{\frac{R_{714}}{R_{650}}} \cdot 0.214 \quad (2)$$

The estimation of the TSS [mg.l^{-1}] is based on an algorithm using NIR wavelengths. Calculations were obtained by the following equation:

$$\text{TSS} = \sqrt[0.9412]{\frac{R_{806}}{0.009}} \quad (3)$$

Airborne hyperspectral images (AISA data)

Airborne measurements were acquired by a VNIR (visible and near infrared) airborne hyperspectral sensor AISA Eagle (Specim Ltd, Finland). The AISA Eagle System, mounted in a single-engine light aircraft, is a pushbroom imaging system with a spectral range from 400 to 1000 nm, the highest

achievable spectral resolution of 2.4 nm, and spatial resolution between 0.4 and 6.0 m. More detailed information concerning technical specifications is given by Hanuš et al. (2008).

The hyperspectral data were acquired between 09:40 and 10:30 a.m. (CEST) on 29 July 2008 together with the ground spectroradiometer measurement by AvaSpec to enable comparison between the two methods (SRM vs. AISA). The AvaSpec reflectance measurements were done on the same localities in flight lines in order to independently verify airborne dataset. Flight speed was 50 m/s, and the flight height of 1850 m yielded a pixel size of 3.0×3.0 m. Data were sensed in 260 bands with a 3.0-m spatial resolution; 50° field of view; and 3.5-nm spectral resolution. The same airborne measurements were conducted in 2010 in order to verify the acquired algorithm.

Simultaneously with the hyperspectral flights (under the same illumination conditions), supportive ground measurements for calibration and validation purposes were carried out. An ASD FieldSpec-3 spectroradiometer was used to measure the optical properties of reference targets. These targets represent spatially and radiometrically homogenous natural or artificial ground surface with behaviour of near-Lambertian reflector (e.g., bare soil, clay, concrete, etc.) present in the image (Brook and Ben Dor 2011). Just only bright targets (clay and beach volleyball court) were used for verification and vicarious calibration of AISA Eagle data.

Microtops II Sunphotometer measurements were used for the estimation of actual atmospheric conditions, aerosol optical thickness (AOT) and water vapour (WV). Pre-processing of AISA Eagle data acquired during the Třeboň 2008 flight campaign was performed in CaliGeo software (radiometric corrections), PARGE (ortho-georectification) and ATCOR-4 (atmospheric corrections). Hyperspectral image data were georeferenced into the UTM 33 N (WGS-84) coordinate system. Atmospheric corrections were performed in the ATCOR-4 software package (Richter 2007). ATCOR-4 is designed for atmospheric, topographic and BRDF corrections of airborne spectroscopy image data. Atmospheric corrections implemented in ATCOR-4 are based on the physical model of the atmosphere MODTRAN4 (Schläpfer and Odermatt 2006). Data acquired during the supportive ground campaign were utilized for vicarious

calibrations and validations of atmospherically corrected images. The known reflectances of one ground reference target and atmospheric parameters measured by sunphotometer (WV, AOT) were used for fine-tuning of the model according to ATCOR-4.

The remaining reference targets were used for validation of the corrected images.

The AISA reflectance curves were created using PCI Geomatica software (Geomatica Algorithm Reference 2003). Data were converted to ASCII format and loaded in a spreadsheet. Statistical analysis for this study was completed using Microsoft office Excel 2007 and Statistica 9.

Results

Spectral response of water bodies

In situ reflectance spectra captured by means of handheld spectroradiometer ranged between 0 and up to 12 % for the whole electromagnetic spectrum (Fig. 2a).

In general, oligotrophic waters (quarry lakes mostly) were characterized by a distinct peak in the “green region” (around 560 nm). Values of green reflectance of our localities varied from 1 to 12 %.

Distinct peaks in green, red and NIR wavelengths were found in more productive fishpond waters. Values of reflectance were 1–6 % in the green region, 2–4 % around 650 nm and between 4 and 12 % at around 700 nm.

In general, increases of *chl-a* and TSS resulted in increased reflectance within the red-NIR region of the spectral curves as well as in a shift in the red-peak position. In this study, water bodies with a low *chl-a* showed peaks approximately around 680–705 nm, while a shift in the peak position up to 715 nm occurred with increasing *chl-a* (Fig. 2a).

Classification of water bodies

Different categories of the reflectance spectra of different water bodies were found according to spectral shape and *chl-a*. K-means cluster analysis showed three distinct spectral classes from the SRM data (Fig. 3; Table 1). The first class (Fig. 3a) contains waters of flooded quarry lakes (*chl-a* = 2–10 $\mu\text{g/l}$; TSS = 2–4.5 mg/l). The very low

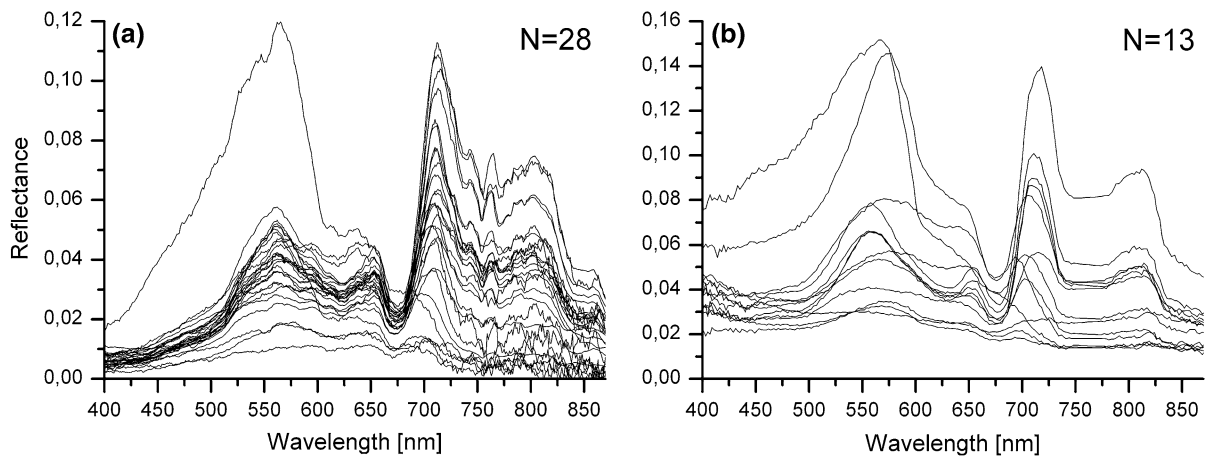


Fig. 2 The hyperspectral reflectance measured by **a** hand-held Spectroradiometer (2008) and **b** AISA (2008)

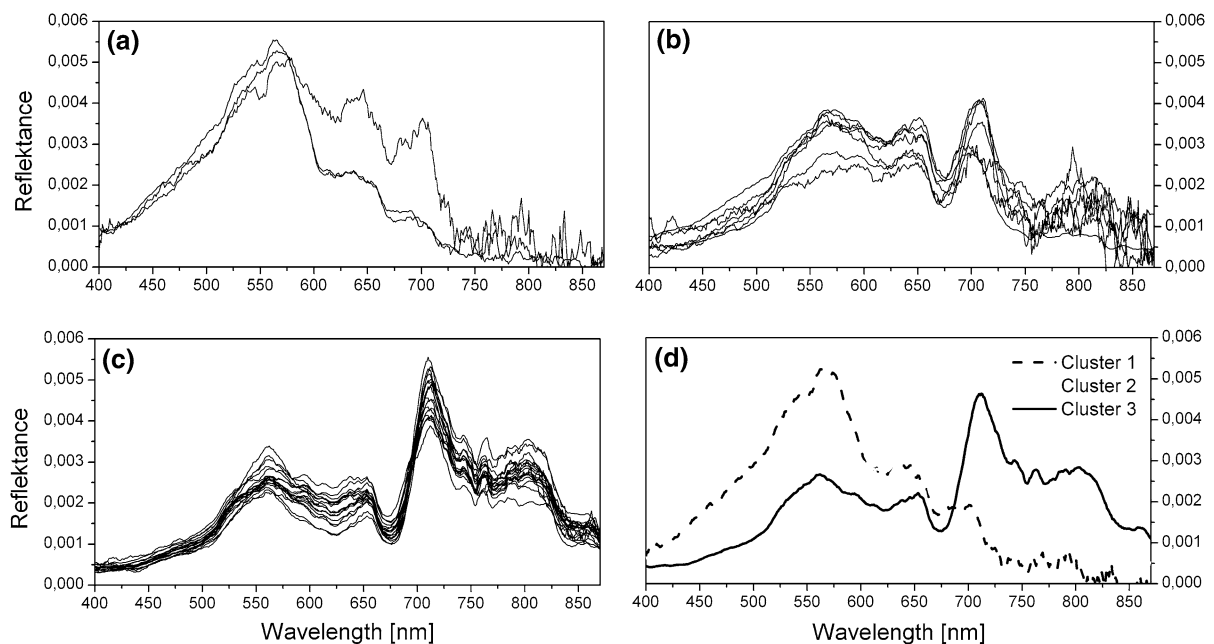


Fig. 3 Three cluster groups of the spectral reflectance measured with SRM: **a** cluster 1, **b** cluster 2, **c** cluster 3, and **d** the average reflectance spectrum obtained for each of the cluster groups

chl-a levels of about 2 $\mu\text{g/l}$ were similar to that of oligotrophic waters, although the TSS of these mining localities reached up to 5 mg/l especially where they are still in use. Due to these conditions, the reflectance spectra showed maxima in the green region (at 565 nm), and there was a gradual decrease in the longer wavelengths (red and IR). The second class (Fig. 3b) consists of quarry lakes where extraction ceased several years ago (*chl-a* = around 18 $\mu\text{g/l}$;

TSS = around 6 mg/l) and fishponds with relatively low *chl-a* (25–116 $\mu\text{g/l}$) and TSS (6–62 mg/l) values. The reflectance spectra revealed a specific pattern of three characteristic peaks in the green (near 560 nm), red (near 650 nm) and NIR (near 700 nm) regions, respectively, and one significant through near 675 nm. All of these peaks are approximately equal in magnitude or the peaks near 700 nm are slightly higher. Water bodies with high *chl-a* levels ranging from 128

to 455 $\mu\text{g/l}$ and a very high content of TSS (29–80 mg/l) were grouped within the third category. The spectra still showed three main peaks, as seen in the previous group, although two peaks in the visible (VIS) region were much lower while significantly higher reflectance values are found for the third peak near 700 nm (Fig. 3c). Two subclasses could be observed within the third group on the basis of subjective comparison. The first includes waters with lower *chl-a* levels where reflectance spectra show a plateau in the green and red wavelengths and the peak near 700 nm is only slightly higher in comparison. In the second subclass, representing highly eutrophicated waters, the green peak was more distinct and the peak near 700 nm was significantly higher than the two peaks in the VIS part of the spectrum.

Algorithms for simple but accurate estimation of WQPs

All statistical relationships between reflectance patterns and optically related water characteristics were significant at $p < 0.05$. Results of correlation analyses for the different algorithms are summarized in Table 2.

Chlorophyll estimation

The most significant relationships for the majority of the algorithms used in combination with both *chl-a* ($r^2 = 0.74\text{--}0.96$) and TSS ($r^2 = 0.68\text{--}0.89$) were found with power regression.

Many of the algorithms, whether they use only a simple wavelength or a band ratio between IR and VIS (green or red) wavelengths, gave comparable results ($r^2 > 0.9$) in predicting the *chl-a*. However, best results ($r^2 = 0.96$) were obtained with the single-band ratio using wavelengths of 714 and 650 nm, which were therefore chosen for further analysis (Table 2; Fig. 4).

Estimation of total suspended solids

There is little consensus in either the wavelengths used or in the form of the calculation of the relationships between TSS and remote-sensing reflectance. This is due to the diversity of the sediment types, especially in terms of particle size and colour, which absorb and scatter light differently. Although determination

coefficients between TSS and reflectance algorithms were on average lower than the coefficients for chlorophyll, acceptable results ($r^2 > 0.80$) for the estimation were still obtained (Table 2). The power model was again found the best predictor, giving the best algorithm using single reflectance values in the NIR region (R_{806}) ($r^2 = 0.89$).

The relationship between the band ratio algorithm using NIR and red (R_{806}/R_{670}) and TSS was well correlated ($r^2 = 0.86$). The band ratio at NIR and green wavelengths (R_{850}/R_{550}) was less significant ($r^2 = 0.54$). Determination coefficients ranged mostly between 0.80 and 0.84. Peak position and peak height gave equally good relationships ($r^2 = 0.84$) whereas peak area exhibited less significant predictions for TSS ($r^2 = 0.74$). Algorithms based on band differences were completely ineffective predictors: both regarding *chl-a* and TSS.

Airborne data (AISA)

Simultaneous SRM and AISA data obtained in 2008 showed very similar patterns, with AISA hyperspectral reflectance average higher values being achieved (Figs. 2b, 5). The instantaneous field of view of AISA system is 0.11 deg, and therefore, the measured HCRF could be assumed as hemispherical-directional reflectance factor (HDRF). The collimating lenses of the SRM used bring the geometry of the obtained reflectance closer to the AISA system although some inconsistency still remains for the measurement geometry between the two systems resulting in slightly different reflectance values (IFOV, tilt for across-the-track AISA view).

Visible similarities can be found between the differently obtained spectral curves ($r^2 = 0.85$) as seen in Fig. 5a, b. Individual spectra were assigned to the average reflectance spectra obtained for each cluster of the SRM measurement after normalization of the AISA data (unification of reflectance intensity onto the same scale).

Figure 5c compares maximum reflectance values measured around 700 nm by the two sensors for individual water bodies. The maximum value is readily used in algorithms for estimation of *chl-a* in inland waters. The correlation plot shows statistical similarity between the two methods, and both methods can be said to give comparable results.

Table 2 Coefficients of relationships between chlorophyll or total suspended solids and water surface reflectance measured by hand-held spectroradiometer

Algorithm	Source	<i>Chl-a</i> (r^2)		TSS (r^2)	
		Linear	Power	Linear	Power
Single band or wavelength					
Peak position near 700 nm	Gitelson (1992)	0.63	0.91	0.70	0.84
$R_{\text{red}}/NIR_{\text{max}}$	Zimba and Gitelson (2006)	0.73	0.74	0.62	0.75
$R_{699-705}$	Kallio et al. (2001)	0.69	0.76	0.65	0.77
$R_{705-714}$	Kallio et al. (2001)	0.74	0.81	0.65	0.81
$R_{698-716}$	Dekker (1993)	0.73	0.80	0.65	0.80
	Kallio et al. (2001)				
R_{806}	Arenz et al. (1996)	0.84	0.88	0.73	0.89
Single band ratio					
R_{440}/R_{550}	Gordon and Morel (1983)	0.29	0.33	–	–
R_{700}/R_{560}	Menken et al. (2006)	0.75	0.91	0.68	0.73
R_{700}/R_{670}	Menken et al. (2006)	0.76	0.91	0.61	0.75
R_{700}/R_{675}	Gitelson and Yacobi (2004)	0.76	0.92	0.62	0.80
$R_{\text{redmax}}/R_{675}$	Gitelson et al. (1993)	0.81	0.86	0.60	0.77
R_{710}/R_{675}	Schalles et al. (2001)	0.80	0.92	0.63	0.83
R_{806}/R_{571}	Arenz et al. (1996)	0.85	0.93	0.77	0.82
R_{806}/R_{670}	Menken et al. (2006); Arenz et al. (1996)	0.93	0.93	0.76	0.86
R_{714}/R_{650}	Zimba and Gitelson (2006)	0.86	0.96	0.68	0.82
R_{850}/R_{550}	Doxaran et al. (2005)	0.54	–	0.54	–
$(R_{699-705})/(R_{670-677})$	Kallio et al. (2001)	0.77	0.91	0.62	0.79
$(R_{699-714})/(R_{670-685})$	Dekker (1993)	0.78	0.91	0.61	0.81
Band difference					
$R_{833} - R_{1004}$	Sterckx et al. (2007)	0.75	–	0.64	–
$(R_{699-705}) - (R_{747-755})$	Kallio et al. (2001)	0.01	0.16	0.04	0.15
$[(R_{560}) - (R_{520})]/[(R_{560}) + (R_{520})]$	Gitelson et al. (1993)	0.20	0.21	0.18	0.22
3 Band model (reciprocal reflectance)					
$\left[R_{(650)}^{-1} - R_{(710)}^{-1} \right] \times R_{(740)}$	Zimba and Gitelson (2006)	0.90	–	0.68	–
Peak height	Gitelson (1992); Schalles et al. (2001)	0.77	0.87	0.60	0.84
Peak area		0.70	0.78	0.61	0.74

The use of the chosen algorithm

There is a close relationship between the laboratory-measured values of *chl-a* and the concentrations estimated (Fig. 6a, $r^2 = 0.91$) based on the algorithm R_{714}/R_{650} (Eq. 2).

This relationship is even more significant when cyanobacteria dominate the phytoplankton composition (Fig. 6b, $r^2 = 0.96$).

As regards the estimation of the total TSS (Fig. 6c) from reflectance data (Eq. 3), the correlation is weaker ($r^2 = 0.76$) than in the case of *chl-a*. The variability of

TSS concentration increases during summer season. Also, its matrix, as well as its characteristics becomes more complex, which is probably the reason for the more complicated estimation.

Discussion

Spectral reflectance of water bodies

These measured reflectance values (1–12 %) correspond with other studies of inland waters with similar

composition (Menken et al. 2006; Arenz et al. 1996). Nevertheless, differences can be found mostly in the location of reflectance maxima in certain parts of the electromagnetic spectrum. The differences found in the obtained reflectance spectra can be attributed to the various contributing absorptions of phytoplankton and suspended sediments (Le et al. 2011).

Values of green reflectance of our localities with oligotrophic character vary from 1 to 12 %, while the literature shows that waters of similar composition and of similar spectral shape usually correspond to 1–2 %

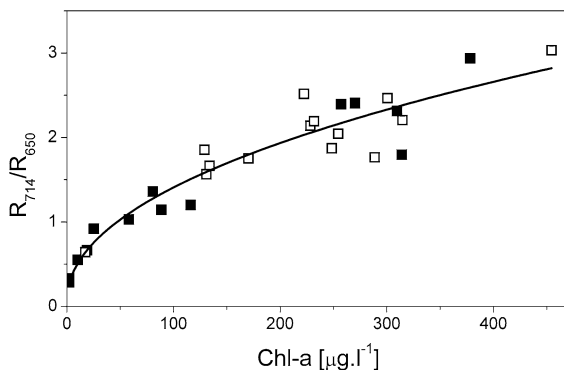


Fig. 4 The best algorithm for chlorophyll estimation for conditions at Třeboň basin (for spectroradiometer data). $y = 0.214x^{0.4135}$; $r^2 = 0.96$. *Black squares* represent measurements from 2008, *white squares* from 2009

(Ouillon et al. 2008) or 1–5 % (Arenz et al. 1996). The higher reflectance of our localities compared with the clear lakes discussed in the literature may be caused by the presence of a high amount of light-refracting mineral particles, giving rise to the low transparency. The methods of measurement and the conditions during measurement can also affect the magnitude of reflectance (Bhatti et al. 2009).

For lakes of similar composition as our productive fishponds, Menken et al. (2006) reported 0.4–0.6 % in the green region, while Arenz et al. (1996) showed similar reflectance values to those of our studies (up to 5 %). Igamberdiev et al. (2011) reported reflectance in small, shallow waters (kettle holes) to be up to 5 %. In the region at around 700 nm, the spectra appeared to be very similar to the data of Menken et al. (2006) who investigated lakes varying in water quality (*chl-a* 8–397 mg/m³) and achieved similar reflectance values (up to 10 %).

For turbid hypereutrophic waters, with *chl-a* ranging from 170 to 3000 mg/m³, Zimba and Gitelson (2006) reported very high green reflectance (up to 25 %), a higher peak around 700 nm (30 %) and very variable reflectance in the NIR region (2–18 %).

Increase in reflectance within the red-NIR region as well as a shift in the red peak position has been observed due to *chl-a* and TSS increase. Such a shift has been described, e.g. by Mittenzwey et al. (1992) or

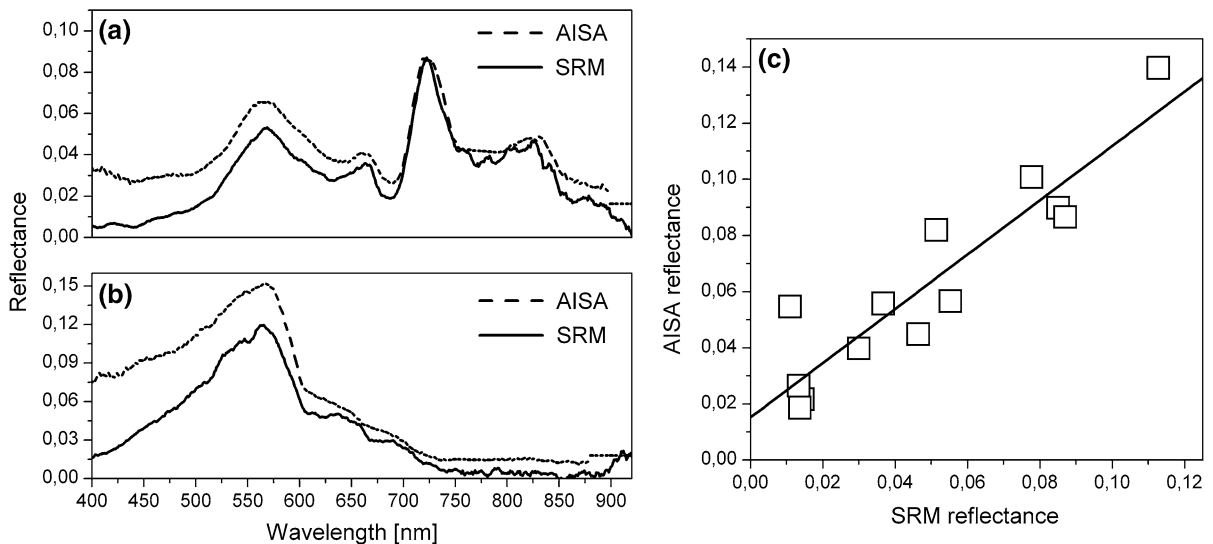


Fig. 5 Comparison of spectral signature of water from airborne measurement by AISA (*dashed line*) and field spectroradiometer measurement (*solid line*). **a** fishpond Ženich, **b** quarry lake Cep

II, c the relation between reflectance values of spectroradiometer (SRM) and AISA at reflectance maximum around 700 nm. $y = 0.976x + 0.0152$; $r^2 = 0.8488$

Fig. 6 a Measured *chl-a* versus *chl-a* estimated by means of R_{714}/R_{650} algorithm.

$$y = 1.0325x + 8.9396;$$

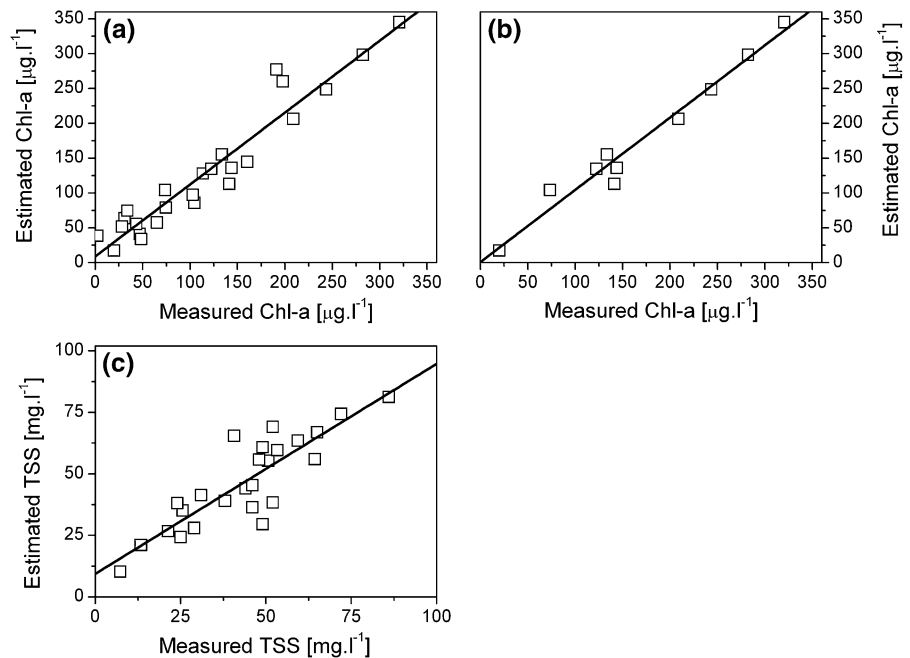
$r^2 = 0.919$; **b** Measured *chl-a* versus *chl-a* estimated by means of R_{714}/R_{650} algorithm on localities with predominance of cyanobacteria.

$$y = 1.0372x + 0.8327;$$

$r^2 = 0.969$; **c** Total suspended solid concentrations calculated on the base of R_{806} algorithm versus laboratory-measured TSS concentrations;

$$y = 0.8538x + 9.3707;$$

$$r^2 = 0.766$$



Gitelson (1992) for inland waters, and also by Morel and Prieur (1977) for marine environments. These phenomena are thought to be caused by a minimum reached in the combined absorption of all constituents and the water itself and also by other factors including backscattering and absorption from other contributors such as suspended solids, other than phytoplankton (Zimba and Gitelson (2006); Mittenzwey et al. 1992).

Classification of water bodies

Similar categories to the ones obtained in this research were reported by Shi et al. (2013), with optical classification of waters to obtain type-specific algorithms for better or more precise estimation of *chl-a* in optically complex inland waters. This approach was not chosen for this study as only one simple, quick, and sufficiently accurate algorithm for estimation of *chl-a* was sought. However, the defined optical classification of water bodies can be used for assessment of the received spectra as in fact it defines the degree of eutrophication, this being the key factor for the spectral shape of water reflectance. This approach could be used to observe eutrophication process and thus for rapid detection of errors in fishery or landscape management. According to this classification, quarry lakes can be compared to oligotrophic

lakes as the eutrophication in these waters is low or it has just started depending on the time since the end of mining and thus on the age of the submersion. In the case of the fishponds, fish production is the crucial factor for eutrophication degree and thus for spectral signature of the water body.

Algorithms for simple but accurate estimation of WQPs

Gitelson (1992) reported linear regression relationships ($r^2 = 0.93$) for the max-red (~ 700 nm) position (from 683 nm at no *chl-a* to 713 nm at 100 mg *chl-a* l⁻³), in contrast to our results that power regression gave the best results for *chl-a* estimation using various algorithms. Rundquist et al. (1995) described a highly nonlinear relationship but with less steep slope than that found by Gitelson (1992), probably due to differences in the spectral resolution of the spectroradiometers or differences in the recovery efficiencies of the respective chlorophyll techniques. A more complex three-band model, which is mostly used for large and cleaner lakes as well as MODIS/MERIS data, did not improve the accuracy of *chl-a* estimation ($r^2 = 0.90$, linear) as was presented by Zimba and Gitelson (2006).

Igamberdiev et al. (2011) suggested that the peak position algorithm (R_{\max} near 700 nm) cannot be applied for *chl-a* estimation in very small, shallow waters due to high variability of hydromorphological characteristics, algae content and resuspension. Similar conditions occur also in fishponds where the entire water column and thus water-leaving spectra are influenced by mixing and turbulence of sediments (the effect of small mixed water bodies). Despite this fact, the algorithm was relatively simple and adequately accurate ($r^2 = 0.91$) for our localities.

Also lower values of *chl-a* can cause an uncertainty in the determination, especially for *chl-a* < 10 mg/m³ as Mittenzwey et al. (1992) found in natural mesotrophic and eutrophic (5–350 mg/m³) waters using R_{705}/R_{670} ratio. Menken et al. (2006), on the other hand, presented IR/red ratio as the best predictor of *chl-a* for various conditions including high turbidity and CDOM.

The best algorithm for TSS estimation was the one using single reflectance value in the NIR region. Arenz et al. (1996) attributed the peak at 800 nm to inorganic suspended solids. They obtained the same results ($r^2 = 0.89$) for the algorithm although using the log-linear model instead. The use of the NIR region for TSS determination in surface waters has been suggested to be due to the least impact of *chl-a* and coloured dissolved organic carbon in this spectral region (Sterckx et al. 2007). Algorithms using single band or band ratio (Sterckx et al. 2007; Nechad et al. 2010) of red and NIR region of the spectrum (as for the *chl-a* estimation) produced comparable results. The algorithm based on NIR/red ratio gave slightly worse TSS estimation. However, the band ratio at NIR and green wavelengths were not significant, although Doxaran et al. (2005) obtained closer linear correlation (0.96) and reported that inorganic material was the predominant influence. In that case, the relationship could be used to quantify both inorganic- and organic-suspended material.

Not even algorithms using wavelength differences in the NIR part of the spectrum (Sterckx et al. 2007) were able to provide a sufficiently good prediction of TSS in the local water conditions ($r^2 = 0.64$, linear model). Gordon and Morel (1983) blue/green ratio yielded no valuable results where coefficient values were lower than 0.33 for all datasets and even lower ($r^2 > 0.1$) if only the data from relatively clear quarry lakes were used (data not shown).

Airborne data

The observed differences in the reflectance values of SRM and AISA can be related to the geometry of the measurement (sensing/data acquisition) depending on different conditions within the sun–sample–sensor system and the vicarious calibration. We assume that the largest influence on the differences between SRM and AISA spectral curves lies in the method of vicarious calibration. Due to impossibility to find more reference surfaces only one reference target for the calibration of AISA signal was used in this study, which may aid in avoiding artefacts in the corrected spectra (negative reflectance), but, on the other hand, it may have caused lesser accuracy for the absolute reflectance values when close to zero. However, the shape of the spectral curve for the data acquired by the AISA system was definitely improved by the vicarious calibration performed.

Rundquist et al. (1995) regarded each maximum as being caused by the interaction of algal cell scattering and the minimum values by a combined effect of pigment and water absorption.

Therefore, it can be concluded that it is possible to use hyperspectral reflectance for estimation of concentration of chlorophyll in our localities. The advantage is the possibility to monitor water bodies in a large area simultaneously, as a synoptic view is gained from one image received in one flight.

Conclusions

We used RS for monitoring water quality in small, highly turbid aquatic habitats which are part of larger wetland complexes. Despite many similarities with other inland waters, the sites we investigated exhibit some differences. Several algorithms for the relationships between reflectance patterns and WQPs (*chl-a* and TSS) were tested.

Optically active compounds cause specific spectral signatures of the measured water reflectance. The measurements enabled differentiation of the water bodies into three spectral categories corresponding to their chlorophyll level. Using the collected data, relationships between water reflectance and concentrations of water compounds were also established.

The relationships between water compounds and reflectance values obtained by in situ field

measurements showed higher determination coefficients for the power model compared with the linear and exponential models. For the spectroradiometer data the best algorithm for estimation of *chl-a* was found to be the simple reflectance ratio of R_{714}/R_{650} ($r^2 = 0.96$) using the power law. In addition, most of the NIR and VIS (red or green) band ratios seemed to be good predictors for *chl-a* in our study area. The best algorithm for estimation of TSS was the single wavelength at 806 nm ($r^2 = 0.89$; power law).

These results, together with the fact that the data obtained by ground reflectance measurements correlated well with the results obtained by VNIR airborne hyperspectral AISA Eagle System, prove this method to be an effective tool for monitoring surface water quality.

These measurements confirmed functional performance of the algorithms used for estimating certain WQPs. Compared with the more traditional approaches of sample collection and analysis the potential advantages of RS include the increased spatial and temporal resolution that may prove useful and important for assessing and managing water quality. More specifically, this approach provides results of sufficient quality to distinguish basic levels of eutrophication of small inland productive waters.

Acknowledgments This work has been supported by grants from the Ministry of Education, Youth and Sports of the Czech Republic Nos. 6007665806 and 2B06068 (2006–2011) and from the Ministry of the Environment of the Czech Republic no. SP/2d3/209/07. It was also supported by grants to Project No. 107/2010/Z of the Grant Agency of the University of South Bohemia, and by the National Infrastructure CzeCOS/ICOS (LM2010007).

References

- Abd-Elrahman A, Croxton M, Pande-Chettri R et al (2011) In situ estimation of water quality parameters in freshwater aquaculture ponds using hyperspectral imaging system. *ISPRS J Photogramm Remote Sens* 66:463–472. doi:10.1016/j.isprsjprs.2011.02.005
- Arenz RF, Lewis WM, Saunders JF (1996) Determination of chlorophyll and dissolved organic carbon from reflectance data for Colorado reservoirs. *Int J Remote Sens* 17:1547–1565. doi:10.1080/01431169608948723
- Arst H (2003) Optical properties and remote sensing of multi-componental water bodies. Springer-Praxis book in marine science and coastal management. Springer, Berlin
- Bhatti AM, Rundquist D, Schalles J et al (2009) A comparison between above-water surface and subsurface spectral reflectances collected over inland waters. *Geocarto Int* 24:133–141. doi:10.1080/10106040802460707
- Brook A, Ben Dor E (2011) Supervised vicarious calibration (SVC) of hyperspectral remote-sensing data. *Remote Sens Environ* 115:1543–1555. doi:10.1016/j.rse.2011.02.013
- Chipman JW, Olmanson LG, Gitelson AA (2009) Remote sensing methods for lake management: a guide for resource managers and decision-makers. Developed by the North American Lake Management Society in collaboration with Dartmouth College, University of Minnesota, and University of Nebraska for the United States environmental protection agency
- Dekker AG (1993) Detection of optical water quality parameters for eutrophic waters by high resolution remote sensing. Ph.D Thesis, Vrije universiteit. Amsterdam
- Doxaran D, Cherukuru RCN, Lavender SJ (2005) Use of reflectance band ratios to estimate suspended and dissolved matter concentrations in estuarine waters. *Int J Remote Sens* 26:1763–1769. doi:10.1080/01431160512331314092
- Geomatica Algorithm Reference (2003) PCI Geomatics. 50 West Wilmot Street Richmond Hill, Ontario
- Gitelson A (1992) The peak near 700 nm on radiance spectra of algae and water: relationships of its magnitude and position with chlorophyll concentration. *Int J Remote Sens* 13:3367–3373. doi:10.1080/01431169208904125
- Gitelson A, Yacobi Y (2004) Monitoring quality of productive aquatic ecosystem: requirements for satellite sensors. BALWOIS 2004, Ohrid, FY Republic of Macedonia
- Gitelson A, Szilagyi F, Mittenzwey K-H (1993) Improving quantitative remote sensing for monitoring of inland water quality. *Water Res* 27(7):1185–1194
- Gordon HR, Morel A (1983) Remote assessment of ocean color for interpretation of satellite visible imagery: a review. Springer-Verlag, New York
- Gurlin D, Gitelson AA, Moses WJ (2011) Remote estimation of chl-a concentration in turbid productive waters—return to a simple two-band NIR-red model? *Remote Sens Environ* 115:3479–3490. doi:10.1016/j.rse.2011.08.011
- Hanuš J, Malenovský Z, Homolová L, Kaplan V, Lukeš P, Cudlín P (2008) Potentials of the VNIR Airborne Hyperspectral System AISA Eagle. *GIS Ostrav 2008*:27–30
- Igamberdiev RM, Grenzdoerffer G, Bill R et al (2011) Determination of chlorophyll content of small water bodies (kettle holes) using hyperspectral airborne data. *Int J Appl Earth Obs Geoinf* 13:912–921. doi:10.1016/j.jag.2011.04.001
- Jeník J, Květ J, Papáčková L (2002) Freshwater wetlands and their sustainable future: a case study of the Třeboň Basin Biosphere Reserve, Czech Republic. UNESCO, Paris
- Kallio K, Kutser T, Hannonen T, Koponen S, Pulliainen J, Vepsäläinen J, Pyhälähti T (2001) Retrieval of water quality from airborne imaging spectrometry of various lake types in different seasons. *Sci Total Environ* 268:59–77
- Kroupa M, Drbal K (1990) Chemistry of waters in flooded sand pits and its development. In: Krupauer V, Bican J, Drbal K (eds) Extracted ecosystem of Třeboň Biosphere Reserve. Academia Praha, Praha-Staré Město, pp 49–62
- Le CF, Li YM, Zha Y et al (2011) Remote estimation of chlorophyll a in optically complex waters based on optical classification. *Remote Sens Environ* 115:725–737. doi:10.1016/j.rse.2010.10.014

- Liu Y, Islam MA, Gao J (2003) Quantification of shallow water quality parameters by means of remote sensing. *Prog Phys Geogr* 27:24–43. doi:[10.1191/0309133303pp357ra](https://doi.org/10.1191/0309133303pp357ra)
- Menken KD, Brezonik PL, Bauer ME (2006) Influence of chlorophyll and colored dissolved organic matter (CDOM) on Lake Reflectance Spectra: implications for Measuring Lake Properties by Remote Sensing. *Lake Reserv Manag* 22:179–190. doi:[10.1080/07438140609353895](https://doi.org/10.1080/07438140609353895)
- Mittenzwey K-H, Ullrich S, Gitelson AA, Kondratiev KY (1992) Determination of chlorophyll a of inland waters on the basis of spectral reflectance. *Limnol Oceanogr* 37:147–149. doi:[10.4319/lo.1992.37.1.0147](https://doi.org/10.4319/lo.1992.37.1.0147)
- Morel A, Prieur L (1977) Analysis of variations in ocean color. *Limnol Oceanogr* 22:709–722. doi:[10.4319/lo.1977.22.4.0709](https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.4.0709)
- Moses WJ, Gitelson AA, Berdnikov S et al (2012) Operational MERIS-based NIR-red algorithms for estimating chlorophyll-a concentrations in coastal waters—the Azov Sea case study. *Remote Sens Environ* 121:118–124. doi:[10.1016/j.rse.2012.01.024](https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.01.024)
- Nechad B, Ruddick KG, Park Y (2010) Calibration and validation of a generic multisensor algorithm for mapping of total suspended matter in turbid waters. *Remote Sens Environ* 114:854–866. doi:[10.1016/j.rse.2009.11.022](https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.11.022)
- Olmanson LG, Brezonik PL, Bauer ME (2011) Evaluation of medium to low resolution satellite imagery for regional lake water quality assessments. *Water Resour Res* 47:W09S15. doi:[10.1029/2011WR011005](https://doi.org/10.1029/2011WR011005)
- Ouillon S, Douillet P, Petrenko A et al (2008) Optical algorithms at satellite wavelengths for total suspended matter in tropical coastal waters. *Sensors* 8:4165–4185. doi:[10.3390/s8074165](https://doi.org/10.3390/s8074165)
- Pechar L (1987) Use of an acetone: methanol mixture for the extraction and spectrophotometric determination of chlorophyll-a in phytoplankton. *Algol Stud Archiv für Hydrobiol Suppl Vol* 46:99–117
- Pechar L, Prikryl I, Faina R (2002) Hydrobiological evaluation of Třeboň fishponds since the end of 19th century. In: Květ J, Jeník J, Soukupová L (eds.) *Freshwater wetlands and their sustainable future: a case study of the třeboň basin biosphere reserve, Czech Republic*. Man and the Biosphere Series 28, UNESCO & The Parthenon Paris, pp 31–62
- Randolph K, Wilson J, Tedesco L et al (2008) Hyperspectral remote sensing of cyanobacteria in turbid productive water using optically active pigments, chlorophyll a and phycocyanin. *Remote Sens Environ* 112:4009–4019. doi:[10.1016/j.rse.2008.06.002](https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.06.002)
- Richter R (2007) Atmospheric/topographic correction for airborne imagery, ATCOR-4 user guide, version 4.2, deutsches zentrum fuer luft- und raumfahrt e. v. (dlr) and rese applications schläpfer, p 125
- Rundquist DC, Schalles JF, Peake JS (1995) The response of volume reflectance to manipulated algal concentrations above bright and dark bottoms at various depths in an experimental pool. *Geocarto Int* 10:5–14. doi:[10.1080/10106049509354508](https://doi.org/10.1080/10106049509354508)
- Schaepman-Strub G, Schaepman ME, Painter TH et al (2006) Reflectance quantities in optical remote sensing definitions and case studies. *Remote Sens Environ* 103:27–42. doi:[10.1016/j.rse.2006.03.002](https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.03.002)
- Schalles JF, Rundquist DC, Schiebe FR (2001) The influence of suspended clays on phytoplankton reflectance signatures and the remote estimation of chlorophyll. *Verh Int Ver Limnol* 27:3619–3625
- Schläpfer D, Odermatt D (2006) MODO -modtran4 for remote sensing applications. *ReSe Applications Schläpfer, Wil*, p 78
- Shi K, Li Y, Li L et al (2013) Remote chlorophyll-a estimates for inland waters based on a cluster-based classification. *Sci Total Environ* 444:1–15. doi:[10.1016/j.scitotenv.2012.11.058](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.11.058)
- Sokoletsky LG, Lunetta RS, Wetz MS, Paerl HW (2011) MERIS retrieval of water quality components in the turbid albemarle-pamlico sound estuary, USA. *Remote Sens* 3:684–707. doi:[10.3390/rs3040684](https://doi.org/10.3390/rs3040684)
- Sterckx S, Knaeps E, Bollen M et al (2007) Retrieval of suspended sediment from advanced hyperspectral sensor data in the Scheldt estuary at different stages in the tidal cycle. *Mar Geod* 30:97–108. doi:[10.1080/01490410701296341](https://doi.org/10.1080/01490410701296341)
- Sudduth KA, Jang G-S, Lerch RN, Sadler EJ (2005) Estimating water quality with airborne and ground-based hyperspectral sensing. *ASAE Paper No. 052006*. St. Joseph, Mich.: ASAE
- WFD 2000/60/EC: Directive 2000/60/EC of the European parliament and of the council establishing a framework for the community action in the field of water policy
- Yacobi YZ, Moses WJ, Kaganovsky S et al (2011) NIR-red reflectance-based algorithms for chlorophyll-a estimation in mesotrophic inland and coastal waters: lake Kinneret case study. *Water Res* 45:2428–2436. doi:[10.1016/j.watres.2011.02.002](https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.02.002)
- Zimba PV, Gitelson A (2006) Remote estimation of chlorophyll concentration in hyper-eutrophic aquatic systems: model tuning and accuracy optimization. *Aquaculture* 256:272–286. doi:[10.1016/j.aquaculture.2006.02.038](https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2006.02.038)

5 Závěrečná úvaha

Zásadní věcí při hodnocení krajiny je, mít stále na paměti, že veškeré krajinné složky i děje, které zde probíhají, jsou provázané a vzájemně se ovlivňují.

Proto je hodnocení, monitorování a sledování krajiny, jejích částí i probíhajících procesů důležité pro pochopení a porozumění vlivům, které působí změny a ovlivňují tím fungování celé krajiny.

Metody DPZ využívané při hodnocení krajiny nejsou nové, přesto mají stále velký potenciál rozvoje a je zde velký prostor pro jejich uplatnění v nových souvislostech, aplikacích a analýzách. Příkladem může být právě využití při hodnocení kvality vody. DPZ se běžně sledují oceány, podrobněji některá moře, např. Baltické, a velká jezera, tj. do určité míry omezené spektrum vodních lokalit nebo vodního prostředí. Technologický rozvoj skenerů (hyperpektrální, s velkou prostorovou rozlišovací schopností) spolu s větší dostupností leteckého snímkování (včetně bezpilotních nosičů), poskytuje možnost rozšířit využití DPZ na monitorování většiny vnitrozemských nádrží, i těch malých. Vývoj programového vybavení pro zpracování dat umožňuje analýzu optických vlastností jak hodně složitých povrchů, tak i složitých prostředí, jako jsou turbidní vody. Konvenční monitoring založený na terénních odběrech a laboratorních analýzách vzorků je ve své podstatě limitován kapacitními možnostmi zainteresovaných subjektů. Například rovnoměrné pokrytí větší nádrže vzorkováním, navíc ve frekvenci, která by zajišťovala možnost časově-prostorové analýzy, je mimo reálné možnosti správců. DPZ sice nemůže nahradit standardní měření kvality vody, ale umožňuje dobře hodnotit rozvoj sinic a řas, jako klíčového projevu eutrofizace. A právě v této souvislosti by distanční data umožnily zvýšit rozsah i frekvenci monitorování sladkovodních nádrží, včetně rybníků, kterých je u nás asi 20 000. Využití DPZ ke kontrole eutrofizace by tak mohlo významně pomoci k plnění cílů, které stanovuje rámcová směrnice o vodách Evropské unie - Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES.

Z hlediska holistického hodnocení krajiny je nespornou výhodou dat jejich synoptický pohled na území, právě díky tomu, že umožňují zobrazit prostorové vztahy i zachytit jejich vývoj v čase. Tím, že lze výstupy zpracovat vizuálně do podoby tematických map, můžeme tyto vztahy demonstrovat široké veřejnosti. Ne nadarmo se říká, že jeden obraz vydá za tisíc slov, respektive jedna tematická mapa řekne více než desítky stran odborného textu. Díky tomu můžeme tyto vztahy jednoduše a názorně ukázat široké veřejnosti, měnit pohled lidí na fungování krajiny a vzdělávat jak odborníky, tak veřejnost a naučit je o krajině a souvislostech přemýšlet a svými rozhodnutími se tak aktivně zapojovat do fungování krajiny. Protože ať chceme nebo ne, lidé ztratili schopnost chápat přírodu jako celek, ztratili vztah k půdě. Dokonce i zemědělci, u kterých předpokládáme, že mají k přírodě nejbližší, nemají často představu a možná ani chuť své kroky promýšlet.

Snadno se tak stane, že kvůli ekonomickým zájmům zapomenou, že pole není ostrov odříznutý od svého okolí a že plošná aplikace herbicidu sice může z ekonomického hlediska odstranit plevel v podstatě bez velké práce, ale také při nevhodné aplikaci může způsobit úhyn zvířat a včel. Obloukem se tak celá akce vrátí v podobě řetězu negativních dopadů na krajinu. Smrt podzimních včel oslabí rozvoj včelstva na jaře, málo včel opylí méně květů, méně květů rovná se menší úroda, atd. Albert Einstein prohlásil, že „pokud by včely zmizely z povrchu Země, člověku by zůstaly pouze čtyři roky života“. O skutečném dopadu se můžeme dohadovat, nicméně analogie s krajinou a jejím fungováním, množstvím vody a jejím koloběhem, lze vysledovat i tady. To, že se krajina ohřívá, vysychá a přestává fungovat, je také výsledkem neuvážených rozhodnutí bez potřebných znalostí o vzájemných vztazích. Jejich důsledek se může projevit v oblastech a činnostech, kde bychom je nečekali. Příkladem mohou být paraglidisté, kteří ke svému plachtění vzduchem využívají stoupavé vzdušné proudy. Právě termika využívá vzduch ohřátý od zemského povrchu. Jenže změny ve využití území mohou ovlivnit i tento sport, právě tím, že holá pole způsobují prudké změny v termice. Tím se klouzavý pozvolný let mění v prudké vertikální stoupání vzhůru. Odpoledne, v horkém dni, kdy se plochy polí přehřívají se tak nedá létat, i když by to podmínky počasí jinak dovolily. Opět jsme u vzájemného provázání všech dějů na Zemi a důsledků vyplývajících ze změn probíhajících v krajině a jejího odvodnění, jen v jiné úrovni – rekreace a sport.

Proto je potřeba hledat nové možnosti jak krajinu popsat a pochopit. DPZ může být využit jako nástroj, jehož výstupy mohou být použity v nejrůznějších oblastech rozhodování. Výstupy v podobě tematických map mohou pomoci při prosazování změn ve struktuře krajiny a mohou se stát argumentem, který podpoří právě ta rozhodnutí, která by mohla vhodně zvoleným managementem krajiny docílit pozitivních změn či jen pomoci zachovat ty struktury, které v krajině zdravě fungují.

6 Seznam použité literatury

- Abd-Elrahman A., Croxton M., Pande-Chettri R., et al (2011) In situ estimation of water quality parameters in freshwater aquaculture ponds using hyperspectral imaging system. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 66:463–472. doi: 10.1016/j.isprsjprs.2011.02.005.
- Aggarwal S. (2004) Principles of Remote Sensing. In: Sivakumar M.K.V., Roy P.S., Harmsen K., Saha S.K.(eds): Satellite remote sensing and GIS applications in agricultural Meteorology. Proceedings of the Training Workshop 7-11 July, 2003, Dehra Dun, India. World Meteorological Organisation. Switzerland 2004. 23-38.
- Arenz R.F., Lewis W.M., Saunders J.F. (1996) Determination of chlorophyll and dissolved organic carbon from reflectance data for Colorado reservoirs. *International Journal of Remote Sensing* 17:1547–1565. doi: 10.1080/01431169608948723.
- Arst H., Erm A., Kallaste K., Mäekivi S., Reinart A., Nõges P., Nõges T. (1999) Investigation of Estonian and Finnish lakes by optical measurements in 1992-97. *Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol* 48 (1): 5-24.
- Arst H., Reinart A., Erm A., Hussainov M. (2000) Influence of the depth-dependence of the PAR diffuse attenuation coefficient on the computation of downward irradiance in different water bodies. *Geophysica* 36:129–139.
- Arst Helgi (2003) Optical Properties and Remote Sensing of Multicomponential Water Bodies, Springer-Praxis books in marine science and coastal management. Berlin: Springer.
- Brom J., Nedbal V., Procházka J., Pecharová E. (2012) Changes in vegetation cover, monture properties and surface temperature of a brown coal dump from 1984 to 2009 using satellite data analysis. *Ecological Engineering* 43:45–52.
- Brom J., Procházka J., Rejšková A. (2009) Evaluation of functional properties of various types of vegetation cover using remotely sensed data analysis. *Soil Water Res* 4:49–58.
- Brunclík T., Danquah K.A.B. (2012) Model of chlorophyll-a concentration in inland water bodies based on Landsat data. In Scutelnicu, E., Lazic, L., de Arroyabe, P. F. (Eds.): *Advances in Remote Sensing, Finite Differences & Information Security. Proceedings of 8th WSEAS International Conference on Remote Sensing (REMOTE '12)*. Prague, WSEAS Press, 88-93s. ISBN: 978-1-61804-127-2.
- Bukata R.P., Bruton J.E., Jerome J.H. (1985) Application of Direct Measurements of Optical Parameters to the Estimation of Lake Water Quality Indicators. *Inland Waters Directorate National Water Research Institute Canada Centre for Inland Waters, Burlington, Ontario. Scientific Series No. 140. pp 35. ISBN 0-662-14184-9.*
- Campbell (2002) *Introduction to Remote Sensing*. The Guildford Press. New York. 267-271.
- Carpenter S.R., Pingali P.L, Bennet E.M., Zurek M.B. (eds.) (2005) *Ecosystems and Human Well-being: Scenarios, Vol.II, Millennium Ecosystem Assessment (MA)*. Island Press, Chicago 561 pp.
- Červený et al.. (2004) *Encyklopedie myslivosti*. Praha: OTTOVO nakladatelství, s.r.o.
- Cihlar J., Beaubien J., Xiao Q., Chen J., Li Z. (1997) Land cover of the BOREAS region from AVHRR and Landsat data. *Can. J. Remote Sens.* 23: 163–175.
- Crist E. P. Cicone R. C. (1984) A physically-based transformation of Thematic Mapper data - the TM Tasseled Cap. *IEEE Trans on Geosciences and Remote Sensing GE-22: 256–263*.
- Dekker A.G., Brando V.E., Anstee J.M., Pinnel N., Kutser T., Hoogenboom E.J., Peters S., Pasterkamp R., Vos R., Olbert C., Malthus T.J.M. (2001) Chapter 11: Imaging spectrometry of water. In: van der Merr F.D., de Jong S.M. (ed) *Imaging spectrometry: Basic Principles and Prospective Applications*. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands, pp 307–359.

- Dobrovolný P. (1998) Dálkový průzkum Země, digitální zpracování obrazu. Přírodovědecká fakulta Masarykovy univerzity, Katedra geografie.
- Eiseltová M. (2012) Úloha mokřadů v koloběhu vody a živin v zemědělské krajině. Mokřady v zemědělské krajině. Praha 14. listopadu 2012.
- Falcucci A., Maiorano L., Boitani L. (2007) Changes in land-use/land-cover patterns in Italy and their implications for biodiversity conservation. *Landscape Ecology* 22:617–631. doi: 10.1007/s10980-006-9056-4.
- Farmer C.T., Moore C.A., Zika R.K., Sikorski R.J. (1993) Effects of low and high Otinoco river flow on the underwater light field of the eastern Caribbean Basin. *J. Geophys. Res.* 98 (C2): 2279–2288.
- Gilerson A., Gitelson A.A., Zhou J., Gurlin D., Moses W. (2010) Algorithms for remote estimation of chlorophyll-a in coastal and inland waters using red and near infrared bands. *Optics Express* 18:109–24.
- Gordon H.R., McCluney W.R. (1975) Estimation of the Depth of Sunlight Penetration in the Sea for Remote Sensing. *Applied Optics* 14 (2): 413–416. doi: 10.1364/AO.14.000413.
- Gordon H.R., Morel A. (1983) Remote assessment of ocean color for interpretation of satellite visible imagery: a review. Springer-Verlag, New York.
- Gurlin D., Gitelson A.A., Moses W.J. (2011) Remote estimation of chl-a concentration in turbid productive waters — Return to a simple two-band NIR-red model? *Remote Sensing of Environment* 115:3479–3490. doi: 10.1016/j.rse.2011.08.011.
- Hesslerová P., Pokorný J., Brom J., & Rejšková-Procházková A. (2013) Daily dynamics of radiation surface temperature of different land cover types in a temperate cultural landscape: consequences for the local climate. *Ecological Engineering* 145–154. doi: 10.1016/j.ecoleng.2013.01.036.
- Hellebrandová K., Bodlák L., Štichová J., Pechar L. (2006) Land use and water quality in the upper Stropnice river catchment. *Ekológia (Bratislava)* 25 (3): 27–40.
- Hladíková L. (2012) Monitorování chemických parametrů povrchových důlních vod z hyperspektrálních obrazových dat. Diplomová Práce. Přírodovědecká fakulta, Katedra aplikované geoinformatiky a kartografie. Univerzita Karlova v Praze.
- Igamberdiev R.M., Grenzdoerffer G., Bill R., et al (2011) Determination of chlorophyll content of small water bodies (kettle holes) using hyperspectral airborne data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 13:912–921. doi: 10.1016/j.jag.2011.04.001.
- Igamberdiev R.M. (2010) Water Quality Monitoring of the Kettle Holes by Means of Hyperspectral Remote Sensing in Mecklenburg-Vorpommern State, Germany. Dissertation. Agrar- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät der Universität Rostock. pp.168.
- IOCCG (2000) Remote Sensing of Ocean Colour in Coastal, and Other Optically-Complex, Waters. Sathyendranath, S. (ed.): Reports of the International Ocean-Colour Coordinating Group, No. 3, IOCCG, Dartmouth, Canada.
- Janda J., Pechar L. et al. (1996) Trvale udržitelné využívání rybníků v Chráněné krajinné oblasti a biosférické rezervaci Třeboňsko. Význam rybníků pro krajinu střední Evropy. České koordinační středisko IUCN Praha a IUCN Gland, Švýcarsko a Cambridge, Velká Británie. 189 pp.
- Janský B., Šobr M., et al. (2003) Jezera České republiky. Monografie. Katedra fyzické geografie a geoekologie na PřFUK v Praze, Praha.
- Jensen R. (2000) Remote sensing of the environment: an Earth resource perspective. Upper Saddle River: Prentice Hall.
- Jerlov N.G. (1976) *Marine Optics*. Elsevier Oceanography Series 5. 220 pp. Elsevier, Amsterdam.
- Kauth R. J., Thomas G.S. (1976) Tasseled Cap – a graphic description of the spectral-temporal development of agricultural crops as seen by Landsat. *Proceeding from*

- Remotely Sensed Data Symposium, Purdue University, West Lafayette, Indiana, USA 4b41–4b51.
- Kędziora A., Olejnik J. (2002) Water balance in agricultural landscape and options for its management by change in plant cover structure of landscape. In: Ryszkowski L. (ed.) *Landscape Ecology in Agroecosystems Management*. CRC Press, Boca Raton, Florida, pp 55–110.
- Kirk J.T.O. (1994) *Light and photosynthesis in aquatic ecosystems*, 2nd ed. Cambridge University Press, Cambridge [England]; New York, NY, USA.
- Kladivová V., Kult A. (2010) Vodoprávní problematika rybníků – I. VODOHOSPODÁŘSKÉ TECHNICKO-EKONOMICKÉ INFORMACE 1–5.
- Kravčík M., Pokorný J., Kohutiar J., Kováč M., Tóth E. (2007) *Water for the Recovery of the Climate - A New Water Paradigm*.
- Krása J. (2013) Hodnocení ohroženosti vodních nádrží sedimentem a eutrofizací podmíněnou erozí zemědělské půdy. ČVUT v Praze, Fakulta stavební, Praha.
- Langhammer J. (2002) *Kvalita povrchových vod a jejich ochrana*. Katedra fyzické geografie a geoekologie, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova.
- Langhammer J. et al. (2005) Dlouhodobé změny počínicích ekosystémů v nivách toků postižených extrémními záplavami.
- Lillesand T.M., Kiefer R., Chipman J. (2004) *Remote sensing and image interpretation*. New York: John Wiley & Sons.
- Lipský Z. (1999) Sledování změn v kulturní krajině. Česká zemědělská univerzita Praha v nakladatelství LESNICKÁ PRÁCE, s.r.o. Kostelec nad Černými lesy.
- Marada P. (2007) Biopásy – požadavky na tvorbu a související dotační politika. *Myslivost/ Stráž myslivosti* č 4 30.
- Menken K.D., Brezonik P.L., Bauer M.E. (2006) Influence of Chlorophyll and Colored Dissolved Organic Matter (CDOM) on Lake Reflectance Spectra: Implications for Measuring Lake Properties by Remote Sensing. *Lake and Reservoir Management* 22:179–190. doi: 10.1080/07438140609353895.
- Mohamed M.F. (2015) Satellite data and real time stations to improve water quality of Lake Manzalah. *Water Science* 29:68–76. doi: 10.1016/j.wsj.2015.03.002.
- Morel A., Prieur L. (1977) Analysis of variations in ocean color. *Limnology and Oceanography* 22: 709–722. doi: 10.4319/lo.1977.22.4.0709.
- Moses W. (2009) *Satellite-based estimation of chlorophyll-a concentration in turbid productive waters*. Dissertations & Theses in Natural Resources. Paper 2.
- Moses W.J., Gitelson A.A., Berdnikov S., et al. (2012) Operational MERIS-based NIR-red algorithms for estimating chlorophyll-a concentrations in coastal waters — The Azov Sea case study. *Remote Sensing of Environment* 121:118–124. doi: 10.1016/j.rse.2012.01.024.
- Olmanson L.G., Brezonik P.L., Bauer M.E. (2011) Evaluation of medium to low resolution satellite imagery for regional lake water quality assessments. *Water Resour Res* 47:W09515. doi: 10.1029/2011WR011005.
- Pechar L. 2015. Století eutrofizace rybníků – synergický efekt zvyšování zátěže živinami (fosforem a dusíkem) a nárůstu rybích obsádek. *Vodní hospodářství* 7: 1-6.
- Pechar L., Přikryl I., Faina R. (2002) Hydrobiological evaluation of Třeboň fishponds since the end of 19th century. In: Květ J., Jeník J. & Soukupová L. (eds.): *Freshwater Wetlands and Their Sustainable Future: A Case Study of the Třeboň Basin Biosphere Reserve, Czech Republic*. Man and the Biosphere Series 28. UNESCO & The Parthenon Paris, pp 31–62.
- Pechar L., Potužák J. 2006. Long-Term Investigation of Ponds for the Ecological Monitoring *Život. Prostr.*, Vol. 40, No. 2, p. 98 – 100.
- Pokorný J. (2014) *Hospodaření s vodou v krajině – funkce ekosystémů*. Univerzita J.E. Purkyně v Ústí nad Labem, Fakulta životního prostředí.

- Pokorný J., Květ J., Rejšková A., Brom J. (2010a) Wetlands as energy-dissipating systems. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology* 37:1299–1305. doi: 10.1007/s10295-010-0873-8.
- Pokorný J., Brom J., Čermák J., Hesslerová P., Huryňa H., Hadyezhdina N., Rejšková A. (2010b) Solar energy dissipation and temperature control by water and plants. *International Journal of Water* 5(4): 311–336.
- Pokorný J., Šíma M., Rejšková A., Brom J. (2007) The Role of Vegetation in Water Cycling and Energy Dissipation. In: Peter Hazell and Duane Norris (ed) *Proceedings of the 1st Natural Sequence Farming Workshop. Natural Sequence Farming: Defining the Science and the Practice*, held in Bungendore, NSW, Australia on the 31 st October and 1 st November, 2006.
- Potužák J., Duras J. (2015) Retence živin v rybnících - význam , hodnocení a možnosti jejího využití. *Vodní hospodářství* 7: 7–15.
- Procházka J., Brom J., Šťastný J., Pecharová E. (2011) The impact of vegetation cover on temperature and humidity properties in the reclaimed area of a brown coal dump. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment* 25: 350–366. doi: 10.1080/17480930.2011.623830.
- Procházka J., Pechar L., Hakrová P., et al. (2006) Holistický přístup k hodnocení krajiny a monitoring malých povodí. *Životné prostredie* 40: 88–92.
- Procházka J., Pecharová E., Hakrová P. (1997) Vegetace určuje toky energie, vody a látek v krajině. Posterové sdělení. *Konference Krajnotvorné Programy*. 4. - 6.11. Příbram.
- Reinart A., Herlevi A., Arst A., Sipelgas L. (2003) Preliminary optical classification of lakes and coastal waters in Estonia and soutj Finland. *Journal of Sea Research* 49: 357–366. doi: 10.1016/S1385-1101(03)00019-4.
- Ripl W. (1995) Management of water cycle and energy flow for ecosystem control: the energy-transport-reaction (ETR) model. *Ecological Modelling* 78: 61–76. doi: 10.1016/0304-3800(94)00118-2.
- Ripl W. (2003) Water: the bloodstream of the biosphere. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 358: 1921–1934.
- Ripl W., Hildmann C. (2000) Dissolved load transported by rivers as an indicator of landscape sustainability. *Ecol Engng* 373–387.
- Ripl W., Wolter K.-D. (2002) Chapter 11: Ecosystem Function and Degradation. In: Wiliam P.J.B., Thomas D.N., Reynolds C.S. (eds.) *Phytoplankton Productivity: Carbon Assimilation in Marine and Freshwater Ecosystems*. Blackwell Science, Oxford.
- Ritchie J.C., Schiebe F.R. (2000) Chapter 13: Water Quality. In: Schultz G.A., Engman E.T. (eds.) *Remote Sensing in Hydrology and Water Management*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, pp 287–303.
- Ritchie J.C., Zimba P.V., Everitt J.H. (2003) Remote Sensing Techniques to Assess Water Quality. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 69: 695–704. doi: 10.14358/PERS.69.6.695.
- Ryszkowski L. and Kedziora A. (1996) Water retention in agricultural landscape (in Polish). *Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej we Wrocławiu* 289, 217–225.
- Ryszkowski L. and Kedziora A. (2008) The influence of plant cover structures on water fluxes in agricultural landscapes. In: *Conserving Land, Protecting Water* (eds D. Bossio and K. Geheb); in association with the CGIAR Challenge Program on Water and Food and the International Water Management Institute (IWMI). CAB International 2008.
- Sathyendranath S. (1986) Remote sensing of phytoplankton: A review with special reference to picoplankton. In: *Canadian Bulletin of Fisheries and Aquatic Sciences*, 214, *Photosynthetic Picoplankton*, edited by t. Platt and W. Li. Pp. 561-583. Ottawa.
- Shafique N.A., Fulk F., Autrey B.C., Flotemersch J. (2003) Hyperspectral remote sensing of water quality parameters for large rivers in the Ohio River basin. In: Renard K.G., McElroy S.A., Gburek W.J., Canfield H.E., Scott R.L. (eds.) *First Interagency*

- Conference on Research in the Watersheds, October 27-30, 2003. US Department of Agriculture, Agricultural Research Service.
- Sherr S.J. and McNeely J.A. (2008) Biodiversity conservation and agricultural sustainability: towards a new paradigm of 'ecoagriculture' landscapes. *Phil Trans R Soc B* 363: 477–494.
- Shi K., Li Y., Lin L., et al. (2013) Remote chlorophyll-a estimates for inland waters based on a cluster-based classification. *Science of The Total Environment* 444: 1–15. doi: 10.1016/j.scitotenv.2012.11.058.
- Sokoletsky L.G., Lunetta R.S., Wetz M.S., Paerl H.W. (2011) MERIS Retrieval of Water Quality Components in the Turbid Albemarle-Pamlico Sound Estuary, USA. *Remote Sensing* 3: 684–707. doi: 10.3390/rs3040684.
- Tlapák V., Šálek J., Legát V. (1992) *Water in agricultural landscape.*, 1st ed. Zemědělské nakl. Brázda ve spolupráci s MŽP ČR, Praha.
- van der Merr F.D., de Jong S.M. (2001) *Imaging spectrometry: Basic Principles and Prospective Applications.* Kluwer Academic Publishers, The Netherlands.
- Vinciková H. (2007) *Management zemědělské krajiny a jeho význam pro ochranu biodiverzity - důsledek pro lovnou zvěř.* Diplomová práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta.
- Vopravil J., Khel T., Vrabcová T., Havelková L., Procházková E., Novotný I., Novák P., Fučík P., Duffková R., Jacko K., Tylová J., Hodek T. (2010) Vliv činnosti člověka na krajinu českého venkova s důrazem na vodní režim a zadržování vody v krajině. VÚMOP, v.v.v., Praha 5 – Zbraslav.
- Wood S., Sebastian K.L., Scherr S.J. (2000) *Pilot analysis of global ecosystems: agroecosystems.* World Resources Institute, Washington, D. C.
- Yacobi Y.Z., Moses W.J., Kaganovsky S. et al. (2011) NIR-red reflectance-based algorithms for chlorophyll-a estimation in mesotrophic inland and coastal waters: Lake Kinneret case study. *Water Research* 45: 2428–2436. doi: 10.1016/j.watres.2011.02.002.
- Zimba P.V., Gitelson A. (2006) Remote estimation of chlorophyll concentration in hyper-eutrophic aquatic systems: Model tuning and accuracy optimization. *Aquaculture* 256: 272–286. doi: 10.1016/j.aquaculture.2006.02.038.

Ostatní zdroje:

- ČSN 752410 Malé vodní nádrže
- ČSN 466800 Rybářství: Termíny, definice a značky
- ČSN 750101 Vodní hospodářství: Základní terminologie
- ČSÚ (2012). Veřejná databáze. Bilance půdy k 31.12.2012. [online]. © Český statistický úřad [cit. 2013-08-22]. Dostupné z: http://vdb.czso.cz/vdbvo/tabparam.jsp?voa=tabulka&cislotab=ZPR9010CU&&kapitola_id=10
- ČOS 108007 2010). <http://www.oos.army.cz/cos/cos/108007.pdf>
- Encyklopedie fyziky [online]. [cit 2015-08-04]. Dostupné z: <http://fyzika.jreichl.com/>
- Geomatica Algorithm Reference. (2003) PCI Geomatics. 50 West Wilmot Street, Richmond Hill, Ontario, Canada, L4B 1M5.
- Metodický pokyn MŽP a MZe: Metodický pokyn odboru ochrany vod Ministerstva životního prostředí a odboru vodohospodářské politiky Ministerstva zemědělství pro monitorování vod podle § 21 odst. 4 zákona č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon). Dostupný z: http://eagri.cz/public/web/file/17568/Metodicky_pokyn_pro_monitorovani_vod.pdf
- NASA, Giovanni Manual: Giovanni Online Users Manual. [online]. [cit 2015-09-08]. Dostupné z: http://disc.sci.gsfc.nasa.gov/giovanni/additional/users-manual/G3_manual_parameter_appendix.shtml
- Pokorný J. Krajina a povodeň. [online]. Dostupné z: http://uprm.web.cz/krajina_a.html

Pokorný J. Co dokáže strom. [online]. Dostupné z:
<http://www.auc.cz/ipb/vpk/doc/hydro03a2012/Strom.pdf>

Portal.chmi.cz. [online] Dostupné z:
<http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/poboc/HK/hpomery.pdf>

Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES Evropského parlamentu a Rady ustanovující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky (Rámcová směrnice o vodách)

Vyhláška 590/2002 Sb., o technických požadavcích pro vodní díla

Zákon č. 102/1963 Sb., o rybářství (v současnosti neplatný – byl zrušen zákonem č. 99/2004 Sb.).

Zákon č. 99/2004 Sb., o rybníkářství, výkonu rybářského práva, rybářské stráží, ochraně mořských rybolovných zdrojů a o změně některých zákonů (zákon o rybářství). Dostupný z: http://www.rybsvaz.cz/download/legislativa/zakon_99_2004_sb.pdf

Zákon č. 183/2006 Sb., o územním plánování a stavebním řádu (stavební zákon). Dostupný z:
<https://portal.gov.cz/app/zakony/zakon.jsp?page=0&nr=183~2F2006&rpp=15#seznam>

Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny. Dostupné z:
<https://portal.gov.cz/app/zakony/zakon.jsp?page=0&nr=114~2F1992&rpp=15#seznam>

Zákon č. 334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu. Dostupný z:
http://eagri.cz/public/web/mze/legislativa/pravni-predpisy-mze/tematicky-prehled/Legislativa-MZe_uplna-zneni_zakon-1992-334-ochranaZPF.html

Zákon č. 344/1992 Sb., o katastru nemovitostí České republiky (katastrální zákon). Dostupný z:
<https://portal.gov.cz/app/zakony/zakon.jsp?page=0&nr=344~2F1992&rpp=15#seznam>

Zákon č. 252/1997 Sb., o zemědělství. Dostupný z: http://eagri.cz/public/web/mze/legislativa/pravni-predpisy-mze/tematicky-prehled/Legislativa-MZe_uplna-zneni_zakon-1997-252-viceoblasti.html

<http://www.oceanopticsbook.info>

7 Seznam vlastních publikací týkajících se řešené problematiky

- [1] **Vinciková H.**, Hais M., Brom J., Procházka J., Pecharová E. (2010) Use of remote sensing methods in studying agricultural landscapes – a review. *Journal of Landscape Studies* 3: 53-63. ISSN 1802 – 4416.
- [2] **Vinciková H.**, Procházka J., Brom J. (2010) Timely Identification of Agricultural Crops in the Temelín NPP Vicinity Using Satellite Data in the Event of a Radiation Contamination. *Journal of Agrobiology*, 27(2): 73-83, 2010. ISSN 1803 – 4403.
- [3] Štych P., Kupková L. (eds.) (2014) Dálkový průzkum Země v ochraně přírody. Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze, Nakladatelství P3K, s.r.o. Praha. 10-11. ISBN 978-80-87343-14-2.
- [4] **Vinciková H.** (2014) Hodnocení kvality vody s využitím metod DPZ (Třeboňská rybníční soustava. In: Štych P., Kupková L. (eds.) (2014): Dálkový průzkum Země v ochraně přírody. Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze, Nakladatelství P3K, s.r.o. Praha. 10-11. ISBN 978-80-87343-14-2.
- [5] Zemek F. et al. (eds.) (2014) Airborne remote sensing. Theory and practice in assessment of terrestrial ecosystems. Global change research centre AS CR, v.v.i. Brno. ISBN 978-80-87902-05-9.
- [6] **Vinciková H.** (2012) Spektrální reflektance a kvalita vody Třeboňských rybníčních soustav. In: Bolom J., Dočkal M., Lipták M., Weyskrabová L., eds (2012): Voda a krajina 2012 – sborník příspěvků odborné konference Voda a krajina. Praha. ČVUT Fakulta stavební. 2012 (19.zář). 289-296. ISBN 978-80-01-05107-8.
- [7] **Vinciková H.**, Hanuš J., Pechar L. (2015) Spectral reflectance is a reliable water-quality estimator for small, highly turbid wetlands. *Wetlands Ecology and Management* 23: 933-946. DOI: 10.1007/s11273-015-9431-5.
- [8] **Vinciková H.**, Pechar L., Hanuš J. (2013) Měření a využití spektrální odrazivosti (reflektance) slunečního záření z hladiny povrchových vod. Certifikovaná metodika. Kostelec nad Černými lesy. Lesnická práce, s.r.o. 32 s. ISBN 978-80-7458-043-7.
- [9] Bodlák L., **Vinciková H.**, Nedbal V., Hais M., Sýkorová Z., Chmelová I., Němcová J., Pechar L., Stará L., Šťastný J., Havránek J., Pecharová E. (2008) Soubor speciálních tematických map, metodik a metodických postupů ke stanovení funkčních parametrů krajiny pro správní území obcí Horní Stropnice a Nové Hrady. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce, s.r.o., 2008. 80 s. ISBN: 978-80-87154-31-1.
- [10] Hais M., **Vinciková H.**, Bodlák L., Šťastný J. (2008) Metodika zpracování teplotních a vlhkostních parametrů. In: Bodlák L., **Vinciková H.**, Nedbal V., Hais M., Sýkorová Z., Chmelová I., Němcová J., Pechar L., Stará L., Šťastný J., Havránek J., Pecharová E. 2008. Soubor speciálních tematických map, metodik a metodických postupů ke stanovení funkčních parametrů krajiny pro správní území obcí Horní Stropnice a Nové Hrady. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce, s.r.o., 2008. 80 s. ISBN: 978-80-87154-31-1.
- [11] Bodlák L., Křováková K., **Vinciková H.**, Šťastný J., Havelka L. Pecharová E., Pechar L. (2009) Soubor speciálních tematických map funkčních aspektů krajiny – povodí Křemežského potoka. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Katedra krajinného managementu – Laboratoř aplikované ekologie.
- [12] Bodlák L., **Vinciková H.**, Křováková K., Brom J., Havelka L., Pechar L. (2009) Soubor speciálních tematických map funkčních aspektů zájmového území Orlicko, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, Katedra krajinného managementu - Laboratoř aplikované ekologie, 2009.