

UNIVERZITA PALACKÉHO V OLOMOUCI

Přírodovědecká fakulta

Katedra ekologie a životního prostředí



**Hodnocení ekologického stavu  
a návrh revitalizace Štáhelského potoka**

**Petra Veličková**

Diplomová práce

předložená

na Katedře ekologie a životního prostředí

Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci

jako součást požadavků

na získání titulu Mgr. v oboru

Ochrana a tvorba krajiny

**Vedoucí práce: RNDr. Jarmila Měkotová, PhD.**

Olomouc 2013



Veličková, P.: Hodnocení ekologického stavu a návrh revitalizace Štáhelského potoka. Diplomová práce, Katedra ekologie a životního prostředí, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Palackého v Olomouci, 116 s., 12 příloh, česky.

#### Abstrakt

Revitalizace vodních toků jsou v zahraničí běžnou praxí, v našich podmínkách se tento obor teprve rozvíjí. Lidskými zásahy narušený hydrologický režim krajiny vede k jejímu vysoušení a dalším negativním jevům, v poslední době velmi časté povodňové situace jsou toho důsledkem. Revitalizace přináší řešení těchto problémů. Diplomová práce je zaměřena na návrh revitalizace drobného vodního toku – Štáhelského potoka, který se v obci Malá Štáhle vlévá do řeky Moravice. Pramenná část jeho povodí včetně koryta potoka byla v minulosti nevhodně upravena, pramenišní mokřad byl zničen a odvodněn. Velkoplošné hospodaření za socialismu zanechalo dodnes krajinu v okolí potoka bezútesně nekonečnou v rozsáhlých lánech a téměř bez života. Navrhovaná revitalizace spočívá v obnově krajinné struktury. Jde o doplnění krajiny remízky a mezemi s průlehy, dále obnovu stromořadí, mokřadů a vyhloubení zemních tůní. Důležité je také změlčení koryta Štáhelského potoka a změna jeho trasy.

Revitalizačnímu návrhu předcházelo sbírání poznatků o území jednak v terénu, ale také z literatury, dostupných zdrojů a informačních databází soustředěných v různých typech GISových vrstev a také za pomoci svých vlastních výstupů vytvářených v programu ArcGIS. V terénu byl proveden hydrobiologický a botanický průzkum, dále také měření fyzikálně-chemických vlastností vody v potoce a z odebraných vzorků vody byly v laboratoři stanoveny koncentrace rozpuštěných látek. Byly shrnuty přírodní poměry v území a za využití historických map byla rekonstruována historická trasa potoka a rozloha mokřadů v jeho okolí. Následně byly zjištěny typy současného využití území (land use) v mikropovodí Štáhelského potoka, v GISech vymodelována potenciální ohroženost půd vodní erozí a spočítán koeficient ekologické stability území. Na základě hydrobiologického průzkumu byl prostřednictvím programu HOBENT zhodnocen ekologický stav společenstva makrozoobentosu.

Klíčová slova: revitalizace, vodní tok, Štáhelský potok, hydrobiologický průzkum

Veličková, P.: The Evaluation of the Ecological State and the Suggestion for Restoration of the Stahelsky stream. Master Thesis, Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacky University of Olomouc, 116 pp., 12 Appendices, in Czech.

### Abstract

Though restoration of a fresh water environment is already a common practice in foreign countries this field has only started developing in the Czech Republic. Human intervention has affected the landscape hydrological processes which resulted in droughts and other negative phenomena, such as recently recurring floods. Restoration brings a solution to these issues. The main subject of this diploma thesis is restoration of the Štáhelský stream that flows to the Moravice river in Malá Štáhle village. Spring part of its river basin including the riverbed was inappropriately changed and the spring wetland was drained and devastated. Intensive agriculture during the socialist era left the stream landscape desperately covered with numerous fields and almost lifeless. The restoration I suggest lies in restoration of the landscape structure, for instance enriching the fields by groves, planting tree alleys, restoring marches and digging small pools. The route of the Štáhelský stream should also be changed and its riverbed rebuilt to a shallower one.

A detailed research was made in the countryside as well as on the theoretical field, such as literature. Other data came from outdoors activities, such as hydro-biological and botanical investigation as well as physical and chemical water analysis - water samples were processed in a laboratory research to check concentration of dissolved chemicals. In addition, ArcGIS mapping program, GIS topography layers and historical maps were used to reproduce the historical stream flow and expanse of wetlands. Finally, types of current land use were discovered in the micro-riverbed of the Štáhelský stream. GIS model was used to show potentially water eroded landscape and ecological stability coefficient was also calculated. Ecological state of macrozoobenthos was evaluated by the program HOBENT on the basis of hydro-biological research.

Key words: Restoration, fresh water stream, Štáhelský stream, hydro-biological research

## Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracovala samostatně pod vedením RNDr. Jarmily Měkotové, PhD. a jen s použitím citovaných literárních pramenů.

V Olomouci 6. 5. 2013

.....

podpis

## Věnování

Tuto diplomovou práci věnuji Občanskému sdružení Potůček.

# Obsah

<b>1</b>	<b>ÚVOD</b>	<b>1</b>
1.1	VYMEZENÍ ZÁJMOVÉHO ÚZEMÍ	3
1.2	PŘÍRODNÍ POMĚRY V ZÁJMOVÉM ÚZEMÍ	3
1.2.1	Geomorfologie území	3
1.2.2	Geologie území	4
1.2.3	Půdní poměry	5
1.2.4	Klimatické podmínky	6
1.2.5	Hydrologie území	7
1.2.5.1	Podzemní vody	7
1.2.5.2	Povrchové vody	8
1.2.6	Biogeografické členění	9
1.2.7	Fytogeografické a geobotanické členění	10
1.2.8	Potenciální přirozená vegetace	11
1.2.9	ÚSES a ochrana přírody	12
1.3	POJEM REVITALIZACE A PROBLEMATIKA S NÍM SPOJENÁ	13
<b>2</b>	<b>CÍLE PRÁCE</b>	<b>17</b>
<b>3</b>	<b>MATERIÁL A METODY</b>	<b>18</b>
3.1	HISTORICKÁ TRASA ŠTÁHELSKÉHO POTOKA A VYUŽITÍ ÚZEMÍ V JEHO MIKROPOVODÍ V MINULOSTI	18
3.1.1	Historická trasa Štáhelského potoka	18
3.1.2	Historické využití území v mikropovodí Štáhelského potoka	19
3.2	AKTUÁLNÍ VYUŽITÍ ÚZEMÍ V MIKROPOVODÍ ŠTÁHELSKÉHO POTOKA	20
3.3	MODELOVÁNÍ POTENCIÁLNÍ VODNÍ EROZE V MIKROPOVODÍ ŠTÁHELSKÉHO POTOKA	22
3.4	VÝPOČET KOEFICIENTU EKOLOGICKÉ STABILITY PRO MIKROPOVODÍ ŠTÁHELSKÉHO POTOKA	25
3.5	MĚŘENÍ VYBRANÝCH FYZIKÁLNÍCH A CHEMICKÝCH VLASTNOSTÍ VODY	26
3.5.1	Fyzikální vlastnosti vody	28
3.5.1.1	Teplota vody	28
3.5.2	Chemické vlastnosti vody	29
3.5.2.1	Reakce vody - pH	29
3.5.2.2	Konduktivita	29
3.5.2.3	Kyslík	29
3.6	STANOVENÍ KONCENTRACE DUSIČNANOVÉHO A AMONIAKÁLNÍHO DUSÍKU A FOSFOREČNANOVÝCH IONTŮ VE VODĚ ŠTÁHELSKÉHO POTOKA	30
3.6.1	Stanovení dusičnanového dusíku	31
3.6.2	Stanovení amoniakálního dusíku	32
3.6.3	Stanovení fosforečnanů	32
3.7	HYDROBIOLOGICKÝ ROZBOR	32
3.8	HODNOCENÍ EKOLOGICKÉHO STAVU ŠTÁHELSKÉHO POTOKA NA ZÁKLADĚ MAKROZOOBENTOSU	35
3.9	BOTANICKÝ PRŮZKUM	39
3.10	NÁVRH REVITALIZACE MIKROPOVODÍ ŠTÁHELSKÉHO POTOKA	40
<b>4</b>	<b>VÝSLEDKY</b>	<b>44</b>
4.1	HISTORICKÁ TRASA ŠTÁHELSKÉHO POTOKA A VYUŽITÍ ÚZEMÍ V JEHO MIKROPOVODÍ V MINULOSTI	44
4.1.1	Historická trasa Štáhelského potoka	44
4.1.2	Historické využití území v mikropovodí Štáhelského potoka	45
4.2	AKTUÁLNÍ LAND USE V MIKROPOVODÍ ŠTÁHELSKÉHO POTOKA	46
4.3	MODELOVÁNÍ POTENCIÁLNÍ VODNÍ EROZE V MIKROPOVODÍ ŠTÁHELSKÉHO POTOKA	47
4.4	VÝPOČET KOEFICIENTU EKOLOGICKÉ STABILITY PRO MIKROPOVODÍ ŠTÁHELSKÉHO POTOKA	47
4.5	MĚŘENÍ VYBRANÝCH FYZIKÁLNÍCH A CHEMICKÝCH VLASTNOSTÍ VODY	48
4.5.1	Fyzikální vlastnosti vody	48
4.5.1.1	Teplota vody	48
4.5.2	Chemické vlastnosti vody	49
4.5.2.1	Reakce vody - pH	49
4.5.2.2	Konduktivita	50
4.5.2.3	Kyslík	51

4.6	STANOVENÍ KONCENTRACE DUSIČNANOVÉHO A AMONIAKÁLNÍHO DUSÍKU A FOSFOREČNANŮ VE VODĚ ŠTÁHELSKÉHO POTOKA .....	53
4.6.1	<i>Stanovení dusičnanového dusíku</i> .....	53
4.6.2	<i>Stanovení amoniakálního dusíku</i> .....	54
4.6.3	<i>Stanovení fosforečnanů</i> .....	55
4.7	HYDROBIOLOGICKÝ ROZBOR .....	55
4.8	HODNOCENÍ EKOLOGICKÉHO STAVU ŠTÁHELSKÉHO POTOKA NA ZÁKLADĚ MAKROZOOBENTOSU .....	59
4.9	BOTANICKÝ PRŮZKUM .....	79
4.10	NÁVRH REVITALIZACE MIKROPOVODÍ ŠTÁHELSKÉHO POTOKA .....	82
<b>5</b>	<b>DISKUSE</b> .....	<b>88</b>
<b>6</b>	<b>ZÁVĚR</b> .....	<b>115</b>
<b>7</b>	<b>POUŽITÁ LITERATURA</b> .....	<b>117</b>
<b>8</b>	<b>PŘÍLOHY</b> .....	<b>141</b>



## Seznam tabulek

TABULKA 1 ÚDAJE PRO VÝPOČET KOEFICIENTU EKOLOGICKÉ STABILITY.....	48
TABULKA 2 PREZENCE (ZNAČKA ●) A ABSENCE (BEZ ZNAČKY) TAXONŮ V JEDNOTLIVÝCH ÚSECÍCH.....	56
TABULKA 3 KOEFICIENTY PODOBNOSTI JEDNOTLIVÝCH ÚSEKŮ Z HLEDISKA MAKROZOOBENTOSU .....	59
TABULKA 4 VÝLEDNÉ HODNOTY INDEXŮ DIVERZITY .....	59
TABULKA 5 VÝLEDNÉ HODNOTY PRŮMĚROVÝCH BIOTICKÝCH INDEXŮ.....	60
TABULKA 6 VÝLEDNÉ HODNOTY TABULKOVÝCH BIOTICKÝCH INDEXŮ .....	61
TABULKA 7 VÝLEDNÉ HODNOTY JACCARDOVA INDEXU.....	61
TABULKA 8 VÝLEDNÉ HODNOTY BRAY-CURTISOVA INDEXU NEPODOBNOSTI.....	62
TABULKA 9 TAXONY OČEKÁVANÉ NA HODNOCENÉ LOKALITĚ - ÚSEK Č. 1 .....	74
TABULKA 10 TAXONY OČEKÁVANÉ NA HODNOCENÉ LOKALITĚ - ÚSEK Č. 2 .....	76
TABULKA 11 TAXONY OČEKÁVANÉ NA HODNOCENÉ LOKALITĚ - ÚSEK Č. 3 .....	77
TABULKA 12 VÝLEDNÉ HODNOTY ČÍSLA B .....	78
TABULKA 13 INVENTARIZAČNÍ SEZNAM TAXONŮ ROSTLIN ZJIŠTĚNÝCH V ÚSECÍCH Č. 1, 2 A 3.....	80
TABULKA 14 KOEFICIENTY PODOBNOSTI JEDNOTLIVÝCH ÚSEKŮ Z BOTANICKÉHO HLEDISKA.....	81
TABULKA 15 INVENTARIZAČNÍ SEZNAM MECHOROSTŮ NALEZENÝCH V ÚSEKU Č. 2 .....	81
TABULKA 16 HODNOTY NAMĚŘENÉ VE VYTYČENÉM BODĚ ÚSEKU Č. 1.....	185
TABULKA 17 HODNOTY NAMĚŘENÉ VE VYTYČENÉM BODĚ ÚSEKU Č. 2.....	185
TABULKA 18 HODNOTY NAMĚŘENÉ VE VYTYČENÉM BODĚ ÚSEKU Č. 3.....	185
TABULKA 19 VÝLEDNÉ HODNOTY KONCENTRACÍ CHEMICKÝCH LÁTEK OBSAŽENÝCH VE VODĚ ŠTÁHELSKÉHO POTOKA.....	187
TABULKA 20 POČET JEDINCŮ JEDNOTLIVÝCH TAXONŮ ZJIŠTĚNÝCH V ÚSECÍCH Č. 1, 2 A 3 DNE 15. 4. 2012.....	192
TABULKA 21 POČET JEDINCŮ JEDNOTLIVÝCH TAXONŮ ZJIŠTĚNÝCH V ÚSECÍCH Č. 1, 2 A 3 DNE 19. 5. 2012.....	193
TABULKA 22 POČET JEDINCŮ JEDNOTLIVÝCH TAXONŮ ZJIŠTĚNÝCH V ÚSECÍCH Č. 1, 2 A 3 DNE 16. 6. (V ÚS. Č. 1 18. 6.) 2012 .....	194
TABULKA 23 POČET JEDINCŮ JEDNOTLIVÝCH TAXONŮ ZJIŠTĚNÝCH V ÚSECÍCH Č. 1, 2 A 3 DNE 15. 7. 2012.....	195
TABULKA 24 POČET JEDINCŮ JEDNOTLIVÝCH TAXONŮ ZJIŠTĚNÝCH V ÚSECÍCH Č. 1, 2 A 3 DNE 11. 9. 2012.....	195
TABULKA 25 POČET JEDINCŮ JEDNOTLIVÝCH TAXONŮ ZJIŠTĚNÝCH V ÚSECÍCH Č. 1, 2 A 3 DNE 14. 10. 2012.....	196
TABULKA 26 PROMĚNNÉ PROSTŘEDÍ JEDNOTLIVÝCH ÚSEKŮ ŠTÁHELSKÉHO POTOKA .....	197

## Seznam grafů

GRAF 1 PRŮBĚH TEPLOTY VODY V JEDNOTLIVÝCH BODECH ÚSEKŮ Č. 1, 2 A 3 V ROCE 2012 .....	49
GRAF 2 PRŮBĚH PH VODY V JEDNOTLIVÝCH BODECH ÚSEKŮ Č. 1, 2 A 3 V ROCE 2012.....	50
GRAF 3 PRŮBĚH VODIVOSTI VODY V JEDNOTLIVÝCH BODECH ÚSEKŮ Č. 1, 2 A 3 V ROCE 2012 .....	51
GRAF 4 PRŮBĚH KONCENTRACE KYSLÍKU VE VODĚ V JEDNOTLIVÝCH BODECH ÚSEKŮ Č. 1, 2 A 3 V ROCE 2012 .....	52
GRAF 5 PRŮBĚH NASYCENÍ VODY KYSLÍKEM V JEDNOTLIVÝCH BODECH ÚSEKŮ Č. 1, 2 A 3 V ROCE 2012 .....	53
GRAF 6 VÝLEDNÉ KONCENTRACE DUSIČNANOVÉHO DUSÍKU .....	54
GRAF 7 VÝLEDNÉ KONCENTRACE AMONIAKÁLNÍHO DUSÍKU .....	54
GRAF 8 VÝLEDNÉ KONCENTRACE FOSFOREČNANŮ .....	55
GRAF 9 CELKOVÝ POČET TAXONŮ VE VZORCÍCH ODEBRANÝCH V PRŮBĚHU ROKU 2012 .....	57
GRAF 10 PROCENTUÁLNÍ ZASTOUPENÍ ZJIŠTĚNÝCH A OČEKÁVANÝCH ZPŮSOBŮ VÝŽIVY V JEDNOTLIVÝCH JARNÍCH ODBĚRECH .	64
GRAF 11 PROCENTUÁLNÍ ZASTOUPENÍ ZJIŠTĚNÝCH A OČEKÁVANÝCH PODKATEGORIÍ SAPROBITY V JEDNOTLIVÝCH JARNÍCH ODBĚRECH.....	66
GRAF 12 PROCENTUÁLNÍ ZASTOUPENÍ ZJIŠTĚNÝCH A OČEKÁVANÝCH PODKATEGORIÍ SUBSTRÁTU V JEDNOTLIVÝCH JARNÍCH ODBĚRECH.....	68
GRAF 13 PROCENTUÁLNÍ ZASTOUPENÍ ZJIŠTĚNÝCH A OČEKÁVANÝCH PODKATEGORIÍ BIOCENOTICKÉ ZONACE V JEDNOTLIVÝCH JARNÍCH ODBĚRECH I. ....	70
GRAF 14 PROCENTUÁLNÍ ZASTOUPENÍ ZJIŠTĚNÝCH A OČEKÁVANÝCH PODKATEGORIÍ BIOCENOTICKÉ ZONACE V JEDNOTLIVÝCH JARNÍCH ODBĚRECH II. ....	71
GRAF 15 PROCENTUÁLNÍ ZASTOUPENÍ ZJIŠTĚNÝCH A OČEKÁVANÝCH PODKATEGORIÍ POHYBU V JEDNOTLIVÝCH JARNÍCH ODBĚRECH.....	73

## Seznam obrázků

OBRÁZEK 1 POVODÍ IV. ŘÁDU S VYZNAČENÝM MIKROPOVODÍM ŠTÁHELSKÉHO POTOKA .....	142
OBRÁZEK 2 POLOHA MIKROPOVODÍ ŠTÁHELSKÉHO POTOKA V RÁMCI ČR A MSK .....	143
OBRÁZEK 3 POLOHA MIKROPOVODÍ ŠTÁHELSKÉHO POTOKA V ZM ČR 1:200 000 .....	144
OBRÁZEK 4 KATASTRÁLNÍ ÚZEMÍ V MIKROPOVODÍ ŠTÁHELSKÉHO POTOKA .....	145
OBRÁZEK 5 MIKROPOVODÍ ŠTÁHELSKÉHO POTOKA V GEOLGICKÉ MAPĚ ČR .....	146
OBRÁZEK 6 MIKROPOVODÍ ŠTÁHELSKÉHO POTOKA A PODDOLOVÁNÍ ÚZEMÍ .....	147
OBRÁZEK 7 TYPY PŮD V MIKROPOVODÍ ŠTÁHELSKÉHO POTOKA .....	148
OBRÁZEK 8 KLIMA V MIKROPOVODÍ ŠTÁHELSKÉHO POTOKA .....	149
OBRÁZEK 9 MIKROPOVODÍ ŠTÁHELSKÉHO POTOKA V MAPĚ PRŮMĚRNÝCH RYCHLOSTÍ VĚTRU .....	150
OBRÁZEK 10 ŘEKA MORAVICE V MALÉ ŠTÁHLI, 18. 6. 2012 (FOTO P. VELIČKOVÁ) .....	151
OBRÁZEK 11 ZÁKLADNÍ INFORMACE O MORAVICI A JEJÍM POVODÍ, 1. ČÁST .....	152
OBRÁZEK 12 ZÁKLADNÍ INFORMACE O MORAVICI A JEJÍM POVODÍ, 2. ČÁST .....	153
OBRÁZEK 13 MIKROPOVODÍ ŠTÁHELSKÉHO POTOKA V ZÁKLADNÍ MAPĚ 1:10 000 .....	154
OBRÁZEK 14 ORTOFOTO MIKROPOVODÍ ŠTÁHELSKÉHO POTOKA .....	155
OBRÁZEK 15 MIKROPOVODÍ ŠTÁHELSKÉHO POTOKA V RÁMCI FYTOGEOGRAFICKÉHO ČLENĚNÍ .....	156
OBRÁZEK 16 MIKROPOVODÍ ŠTÁHELSKÉHO POTOKA V MAPĚ POTENCIÁLNÍ PŘIROZENÉ VEGETACE .....	157
OBRÁZEK 17 MIKROPOVODÍ ŠTÁHELSKÉHO POTOKA A ÚSES .....	158
OBRÁZEK 18 PR NIVA MORAVICE V ZÁKLADNÍ MAPĚ 1:10 000 .....	159
OBRÁZEK 19 MIKROPOVODÍ ŠTÁHELSKÉHO POTOKA V MAPĚ II. VOJENSKÉHO MAPOVÁNÍ .....	160
OBRÁZEK 20 MIKROPOVODÍ ŠTÁHELSKÉHO POTOKA V MAPĚ III. VOJENSKÉHO MAPOVÁNÍ .....	161
OBRÁZEK 21 HISTORICKÁ TRASA ŠTÁHELSKÉHO POTOKA .....	162
OBRÁZEK 22 DRÁHY SOUSTŘEDĚNÉHO ODTOKU VODY V MIKROPOVODÍ ŠTÁHELSKÉHO POTOKA .....	163
OBRÁZEK 23 VYUŽITÍ PŮDY V MIKROPOVODÍ ŠTÁHELSKÉHO POTOKA V ROCE 1990 .....	164
OBRÁZEK 24 VYUŽITÍ PŮDY V MIKROPOVODÍ ŠTÁHELSKÉHO POTOKA V ROCE 2000 .....	165
OBRÁZEK 25 VYUŽITÍ PŮDY V MIKROPOVODÍ ŠTÁHELSKÉHO POTOKA V ROCE 2006 .....	166
OBRÁZEK 26 ZMĚNY VE VYUŽITÍ PŮDY V MIKROPOVODÍ ŠTÁHELSKÉHO POTOKA I. ....	167
OBRÁZEK 27 ZMĚNY VE VYUŽITÍ PŮDY V MIKROPOVODÍ ŠTÁHELSKÉHO POTOKA II. ....	168
OBRÁZEK 28 AKTUÁLNÍ LAND USE V MIKROPOVODÍ ŠTÁHELSKÉHO POTOKA .....	169
OBRÁZEK 29 SVAŽITOST MIKROPOVODÍ ŠTÁHELSKÉHO POTOKA .....	170
OBRÁZEK 30 MODEL POTENCIÁLNÍ VODNÍ EROZE V MIKROPOVODÍ ŠTÁHELSKÉHO POTOKA .....	171
OBRÁZEK 31 PODKLAD PRO VÝPOČET $K_{ES}$ MIKROPOVODÍ ŠTÁHELSKÉHO POTOKA .....	172
OBRÁZEK 32 PROPUSTEK POD POLNÍ CESTOU - ZAČÁTEK ŠTÁHELSKÉHO POTOKA, 12. 8. 2012 (FOTO P. VELIČKOVÁ) .....	173
OBRÁZEK 33 HORNÍ (1.) ČÁST ŠTÁHELSKÉHO POTOKA, 10. 3. 2012 (FOTO P. VELIČKOVÁ) .....	173
OBRÁZEK 34 CHARAKTER DNA V HORNÍ (1.) ČÁSTI ŠTÁHELSKÉHO POTOKA, 10. 3. 2012 (FOTO P. VELIČKOVÁ) .....	174
OBRÁZEK 35 PŘÍČNÝ PROFIL HORNÍ (1.) ČÁSTI ŠTÁHELSKÉHO POTOKA, 15. 4. 2012 (FOTO P. VELIČKOVÁ) .....	175
OBRÁZEK 36 ÚSEK Č. 1 V HORNÍ (1.) ČÁSTI ŠTÁHELSKÉHO POTOKA A JEHO PROMĚNY V PRŮBĚHU ROKU 2012 (FOTO P. VELIČKOVÁ) .....	176
OBRÁZEK 37 STŘEDNÍ (2.) ČÁST ŠTÁHELSKÉHO POTOKA, 19. 5. 2012 (FOTO P. VELIČKOVÁ) .....	177
OBRÁZEK 38 CHARAKTER DNA VE STŘEDNÍ (2.) ČÁSTI ŠTÁHELSKÉHO POTOKA, 15. 4. 2012 (FOTO P. VELIČKOVÁ) .....	177
OBRÁZEK 39 PŘÍČNÝ PROFIL STŘEDNÍ (2.) ČÁSTI ŠTÁHELSKÉHO POTOKA, 15. 4. 2012 (FOTO P. VELIČKOVÁ) .....	178
OBRÁZEK 40 ÚSEK Č. 2 VE STŘEDNÍ (2.) ČÁSTI ŠTÁHELSKÉHO POTOKA A JEHO PROMĚNY V PRŮBĚHU ROKU 2012 (FOTO P. VELIČKOVÁ) .....	179
OBRÁZEK 41 SPODNÍ (3.) ČÁST ŠTÁHELSKÉHO POTOKA, 24. 8. 2012 (FOTO P. VELIČKOVÁ) .....	180
OBRÁZEK 42 CHARAKTER DNA VE SPODNÍ (3.) ČÁSTI ŠTÁHELSKÉHO POTOKA, 24. 8. 2012 (FOTO P. VELIČKOVÁ) .....	180
OBRÁZEK 43 PŘÍČNÝ PROFIL SPODNÍ (3.) ČÁSTI ŠTÁHELSKÉHO POTOKA, 16. 6. 2012 (FOTO P. VELIČKOVÁ) .....	181
OBRÁZEK 44 ÚSEK Č. 3 VE SPODNÍ (3.) ČÁSTI ŠTÁHELSKÉHO POTOKA A JEHO PROMĚNY V PRŮBĚHU ROKU 2012 (FOTO P. VELIČKOVÁ) .....	182
OBRÁZEK 45 ŠTÁHELSKÝ POTOK S VYZNAČENÝMI ČÁSTMI A ÚSEKY Č. 1, 2 A 3 .....	183
OBRÁZEK 46 PŘÍSTROJE MĚŘÍCÍ FYZIKÁLNĚ-CHEMICKÉ VLASTNOSTI VODY, POUŽÍVANÉ V TERÉNU (FOTO P. VELIČKOVÁ) .....	184
OBRÁZEK 47 NOMOGRAM PRO VÝPOČET PROCENTA NASYCENÍ VODY KYSLÍKEM .....	184
OBRÁZEK 48 ODBĚROVÉ ÚSEKY PRO STANOVENÍ OBSAHU LÁTEK VE VODĚ .....	186
OBRÁZEK 49 NÁVRH REVITALIZACE MIKROPOVODÍ ŠTÁHELSKÉHO POTOKA .....	201
OBRÁZEK 50 OBNOVA PRAMENIŠTNÍHO MOKŘADU (FOTO P. VELIČKOVÁ) .....	202
OBRÁZEK 51 TŮŇ V PRAMENIŠTNÍM MOKŘADU POTOKA BAZALVERK (FOTO P. VELIČKOVÁ, 2010) .....	202
OBRÁZEK 52 OBNOVA MOKŘADU NAD ÚSEKEM Č. 2 .....	203

OBRÁZEK 53 NÁVRH PŘÍČNÉHO ŘEZU TŮNĚ.....	204
OBRÁZEK 54 PŘÍČNÉ ŘEZY KORYTEM .....	204
OBRÁZEK 55 SCHEMA NAVRHOVANÝCH MEZÍ .....	205
OBRÁZEK 56 VYUŽITÍ VHODNÉHO TERÉNU PRO VYTVOŘENÍ MEZE .....	205
OBRÁZEK 57 NÁVRH OBNOVY STROMOŘADÍ PODÉL CESTY PROCHÁZEJÍCÍ PRAMENIŠTĚM ŠTÁHELSKÉHO POTOKA.....	206

## Seznam zkratk

AOPK ČR	Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky
ASPT	<i>Average Score per Taxon</i>
BBI	<i>Belgian Biotic Index</i>
BMWP	<i>Biological Monitoring Working Party</i>
BPEJ	bonitovaná půdně ekologická jednotka
CENIA	<i>Czech Environmental Information Agency</i> (Česká informační agentura životního prostředí)
ČR	Česká republika
ČÚZK	Český úřad zeměměřický a katastrální
DIBAVOD	Digitální báze vodohospodářských dat
EBI	<i>Extended Biotic Index</i>
EEA	<i>European Environment Agency</i> (Evropská agentura životního prostředí)
EVL	Evropsky významná lokalita
GIS	geografické informační systémy
HOBENT (program)	hodnocení podle bentosu
HPJ	hlavní půdní jednotka
IBGN	<i>Indice biologique global normalisé</i>
J	jih
JV	jihovýchod
JZ	jihozápad
K <sub>es</sub>	koeficient ekologické stability
LC	<i>Least Concern</i> (neohrožený taxon)
MSK	Moravskoslezský kraj
OSN	Organizace spojených národů
POM	partikulovaný organický materiál ( <i>Particulate Organic Matter</i> )
PR	Přírodní rezervace
RIVPACS	<i>River Invertebrate Prediction and Classification System</i>
S	sever
StMUGV	Bavorské státní ministerstvo pro životní prostředí, zdraví a ochranu spotřebitelů
SV	severovýchod

SVHB	Státní vodohospodářská bilance, sestavuje ji VÚV
SZ	severozápad
TTP	trvalý travní porost
ÚSES	územní systém ekologické stability
V	východ
VÚMOP	Výkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i.
VÚV	Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka
WMS	<i>Web Map Service</i> (webová mapová služba)
Z	západ
ZABAGED®	Základní báze geografických dat České republiky
ZM	Základní mapa

## Předmluva

Motto:

*„Náš další osud je určován stavem přírody více než vládou a úřadem“*

Ludvík Vaculík

Kromě přírodních procesů utváří krajinu také člověk, který v ní aktivně působí již několik tisíc let. Současná krajina je výsledkem všech těchto procesů a byla nám svěřena našimi předky, stejně jako my ji předáme generacím, které přijdou po nás. Tušíme, že nynější stav krajiny není ideální. Problém dán krátkozrakostí činů, které se v minulosti (a mnohdy i v současnosti) v krajině realizovaly. Lidé postupně ztráceli vztah k přírodě, přestávali ji rozumět a respektovat a věřili více svým technickým dovednostem. Pěkná je myšlenka Mazína (2005), který říká, že stav vody v krajině ukazuje na kvalitu vztahu lidí k místu, kde žijí. Upozorňuje také na ztrátu osobního vztahu k půdě a opouštění tradic. V dosídlených Sudetech se pomalu vytváří nové vazby ke krajině teprve nyní. Naším úkolem by mělo být tento stav krajiny pokud možno nezhoršovat, ale naopak, předat následovníkům krajinu v lepším stavu, krajinu stabilnější, lepší pro život a také plnou života...

Jak říkají Forman a Gordon (1993), abychom mohli lépe vidět budoucnost, musíme znát minulost, jejíž projevy sledujeme v současnosti. Poučme se z degradovaných částí krajiny, které dnes v krajině pozorujeme... Proto pojďme do krajiny vysazovat stromy, hodně stromů, obnovujme mokřady, oživujme potůčky, které se ocitly v potrubí pod zemí...

Občanské sdružení Potůček se zabývá obnovou krajiny zdevastované velkoplošným zemědělstvím, obnovuje meze, aleje, remízky, ale i tůňky a vazby mezi vodními toky a jejich okolím, zabývá se problematikou retence vody v krajině. Sdružení úspěšně dokončilo revitalizaci povodí potoka Bazalverk. Diplomová práce přibližuje problémy v dalším drobném povodí a může být využita jako podklad k jeho revitalizaci v budoucnosti.

## Poděkování

Moje největší poděkování za pomoc a cenné a přínosné rady při konzultacích k diplomové práci patří vedoucí práce RNDr. Jarmile Měkotové, Ph.D. Za podnětné myšlenky a podporu při práci v terénu děkuji Petrovi Horňáčkovi, předsedovi Občanského sdružení Potůček. Také děkuji všem, kteří mi byli nápomocni v terénu, jmenovitě Olze Tocháčkové a Jarmile Pimkové. Za poskytnutí mnohých potřebných materiálů a literatury děkuji Petře Kubíkové a za povzbuzení při práci v laboratoři Bc. Monice Chmelíkové. Moje velké poděkování patří RNDr. Petrovi Hekerovi, Ph.D. za vstřícnost při zapůjčování měřicích přístrojů a rady při zpracování výsledků. Také děkuji doc. RNDr. Martinovi Rulíkovi, Ph.D. za pomoc při určování makrozoobentosu a RNDr. Zbyňkovi Hradílkovi, Ph.D. za přispění k botanické části práce. Děkuji také Mgr. Patrikovi Netopilovi za nenahraditelnou pomoc s GISy. Za poskytnutí programu HOBENT a mnohé rady děkuji RNDr. Jiřímu Kokešovi. Za pomoc s anglickým překladem děkuji Evě Forischové a Tomáši Ikonmidisovi. Za všestrannou podporu při psaní práce patří dík mé mamince, sestře Pavlíně a příteli Martinovi. Neocenitelná je rovněž služba, kterou mi poskytl Český úřad zeměměřický a katastrální a Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy v podobě dat, bez nichž by velká část práce nemohla vzniknout. Všem ještě jednou moc děkuji!

V Olomouci 6. 5. 2013



# 1 Úvod

Člověk se svou kulturou vždy ovlivňoval utváření krajiny. Intenzita lidských vlivů rostla od počátku zemědělského využívání krajiny v neolitu (Löw a Michal 2003; Sklenička 2003; Lokoč a Lokočová 2010; Buček 2012). Dospělo to ale až k tomu, že se v současné době s přirozenými ekosystémy bez působení člověka prakticky nesetkáme (Forman a Gordon 1993). Mnozí autoři (Kokeš a Vojtíšková 1999; Šarapatka, Niggli a kol. 2008) se shodují, že v posledních několika desetiletích člověk působí na přírodu mnohem intenzivněji než kdykoliv předtím. K rozsáhlým zásahům do krajiny docházelo již ve středověku, ale tyto změny nebyly zpočátku tak drastické jako právě v poslední době (Just 2003; Štěrba a kol. 2008). Vlivu člověka se nevyhnuly ani vodní toky a jejich okolí, protože často protékají územími vhodnými k využití člověkem. Navíc přibývají způsoby využití vodních toků, např. energetické využití, rekreace apod. (Kokeš a Vojtíšková 1999). Štěrba a kol. (2008) také uvádí, že opravdu závažnější destrukce říčních krajín probíhají během posledních 150 let.

Voda je, díky schopnosti vázat, uvolňovat a přenášet energii, klimatickým zařízením naší planety (Kravčík 2008) a jako jedna ze základních složek krajiny zásadním způsobem ovlivňuje lidské aktivity a existenci lidské populace vůbec, proto je důležité vodní zdroje chránit (Hubačiková a Oppeltová 2008). Vodní tok není jen koryto a voda, ale je to složitý systém, kde všechny složky vodního toku jsou propojené silnými vazbami (Šlezinger 2005). V ekosystému říční krajiny jsou dle Štěrby a kol. (2008) mezi sebou všechny dílčí části propojeny funkčně, časově i prostorově, říkáme tomu ekologické kontinuum říční krajiny. Můžeme sledovat jeho tři formy, je to kontinuum podélné, příčné a vertikální (ib.). Ideálně kontinuální ekosystémy můžeme nalézt pouze v přírodní krajině. Ekologické kontinuum říční krajiny dle stejného autora často narušuje člověk svými zásahy, např. k přerušení vazeb mezi vodním tokem a jeho zvodnělým aluviem dochází při zahlužení a nepropustném opevnění koryta toku. Zásahy do živých společenstev se projeví v kvalitě vody, ale i naopak organismy reagují na změny způsobené člověkem, např. zásahy do povodí, inženýrské úpravy atd. (Kokeš a Vojtíšková 1999; Gergel a kol. 2002). Navíc situace v povodí drobných vodních toků, stejně jako zásahy v těchto povodích provedené, se přenášejí níže po toku, až do povodí toků nižších řádů (Benešová 2005).

Dle Štěrby a kol. (2008) byl dlouho opomíjeným problémem vliv zemědělství na říční krajinu v pramenných oblastech. V minulosti se realizovala rozsáhlá odvodnění

nevyužitelných podmáčených půd, aby mohly být následně využity k zemědělské produkci. Autor upozorňuje, že jen na našem území bylo odvodněno asi 600 000 ha půdy a že tato narušení vedla spolu s pěstováním místně nevhodných plodin ke zhoršování vlastností půdy z hlediska zadržování vody, zvýšila se ohroženost těchto půd vodní erozí a také vzrostlo riziko povodní. Konkrétně v okrese Bruntál je podíl odvodněných ploch vzhledem k celkové ploše okresu asi 13% (Kulhavý a Soukup 2010). Při úsilí o odvodnění pozemků se zapomínalo na to, že je možné je odvodnit i jinak, citlivěji, např. za použití dřevin s vysokou evapotranspirací, jako jsou vrby, jasan, olše, topoly či břízy (Kulhavý 2005). Dalším extrémním projevem narušeného vodního režimu krajiny jsou období sucha, přičemž můžeme pozorovat trend, že se tato období prodlužují, zatímco srážky jsou rozloženy do kratšího časového úseku (Kravčík 2008).

V naší republice existuje 114 720 drobných vodních toků do 5 km délky a největší počet vodních toků protéká zemědělskými plochami. Jejich celková délka je 4krát větší než souhrnná délka ostatních velikostních kategorií toků říční sítě České republiky (Štěrba a kol. 2008). Hladný (2007) zmiňuje, že snahy o rychlé odvádění vody z území vedly k odřezávání meandrů a napřimování vodních toků, což způsobovalo zrychlení odtoku v důsledku zvětšení sklonu hladiny. Vodní toky byly zatrubněny, přeloženy nebo jinak upraveny. Ze 60 711 km přirozených vodních toků na našem území, jich bylo asi 13 000 km upraveno tak, že došlo k jejich zkrácení o 4 600 km.

Ovšem nejen zemědělství, ale také lesní hospodářství mnohdy negativně zasahuje do vodního režimu krajiny kvůli pěstování stanovištně nepůvodních dřevin v kombinaci s jejich v nevhodnou věkovou skladbou (Podhrázká a Staňková 2005). Konečně také urbanizace je velkým zásahem do krajiny. Budování veřejných kanalizací přispívá k urychlenému odvádění dešťových vod z území (Kravčík 2008). Tyto trendy jsou již dlouhou dobu známy a popsány, v současnosti již existuje evropská legislativa, která usiluje o zastavení tohoto nepříznivého vývoje, ale zavádění nových postupů do praxe je pomalé. Revitalizace jsou jedním z nástrojů směřujících ke zlepšení narušeného vodního režimu krajiny.

## **1.1 Vymezení zájmového území**

Předkládaná práce se zaměřuje na navržení revitalizace drobného vodního toku, místně nazývaného Štáhelský potok. Tento potok je levostranným přítokem řeky Moravice, jeho závěrečná část protéká obcí Malá Štáhle. Štáhelský potok je součástí povodí řeky Moravice IV. řádu (viz kapitola 1.2.5.2), toto rozdělení je ale pro účely práce příliš hrubé, protože zahrnuje několik dalších drobných vodních toků. Z tohoto důvodu jsem za pomoci programu ArcGIS (ArcMAP 10) vymezila konkrétní mikropovodí Štáhelského potoka rozvodnicí. Výsledkem byl polygon, se kterým jsem mohla dále pracovat při zjišťování land usu, modelování vodní eroze, výpočtu koeficientu ekologické stability a také jím prokládat existující tematické mapy. Rozvodnice je pomyslná čára, která spojuje nejvyšší body v povodí (Hubačíková a Oppeltová 2008). Vymezené mikropovodí Štáhelského potoka v rámci povodí IV. řádu znázorňuje obrázek 1 v příloze 1.

Dle správního členění České republiky (dále jen ČR) se zájmové území nachází na Severní Moravě, v Moravskoslezském kraji (dále jen MSK), okrese Bruntál. Umístění zájmového území – mikropovodí Štáhelského potoka v rámci ČR a MSK a polohu v Základní mapě ČR 1:200 000 ukazují obrázky 2 a 3 v příloze 1. Zájmové území se nachází cca 10 km vzdušnou čarou JZ od okresního města Bruntál. Mikropovodí Štáhelského potoka se rozkládá na dvou katastrálních územích. Jde o katastrální území obcí Malá Štáhle a Václavov u Bruntálu (obrázek 4, příloha 1).

## **1.2 Přírodní poměry v zájmovém území**

### **1.2.1 Geomorfologie území**

Dle Demka a Mackovčina (2006) spadá mikropovodí Štáhelského potoka do geomorfologické jednotky IVC-8C-5:

IV	Krkonošsko-jesenická soustava
IVC	Jesenické podsoustava
IVC-8	Nízký Jeseník
IVC-8C	Bruntálská vrchovina
IVC-8C-5	Břidličenská pahorkatina

Do geomorfologické **Krkonoško-jesenické soustavy**, která se vyskytuje v Severních Čechách, na Severní Moravě a v Severním Slezsku, patří Krkonošská, Orlická a Jesenická podsoustava.

**Jesenickou podsoustavu** můžeme nalézt kromě Severní Moravy a Severního Slezska také ve Východních Čechách. Většinou se zde setkáváme s kernými pohořími z hornin fundamentu Českého masivu s výraznými zlomovými svahy. Neotektonické pohyby zapříčinily pokles okrajů podsoustavy směrem ke Slezské nížině. Do oblasti Nízkého Jeseníku zasáhl v období pleistocénu pevninský ledovec z Polska, proto jsou zde časté periglaciální tvary. K Jesenické podsoustavě náleží celkem 9 geomorfologických celků. Jedním z nich je celek Nízký Jeseník.

**Nízký Jeseník** je plochou vrchovinou, která je omezena příkrými zlomovými svahy. Povrch se uklání k JV a V, okraje jsou rozřezány hlubokými údolními, typické jsou pravoúhlé ohyby řek Odry, Moravice, Opavy a Hvozdnice. Nejvyšším bodem celku Nízký Jeseník je Slunečná (800,2 m).

**Bruntálská vrchovina** je podcelkem, který se nachází v Z části Nízkého Jeseníku. Její střední výška je 566,6 m, střední sklon je 5° 44'. Je to plochá kerná vrchovina v severní části s široce zaoblenými rozvodními hřbety s plošinami holoroviny a široce rozevřenými údolními, naopak v jižní části jsou mladá, hluboce zaříznutá údolí.

Okrsek **Břidličenská pahorkatina** se nachází se ve střední části Bruntálské vrchoviny. Jde o velmi členitou pahorkatinu, která má rozlohu 194,31 km<sup>2</sup>. Pro Břidličenskou pahorkatinu je typický mírně zvlněný povrch se široce zaoblenými hřbety s plošinami holoroviny a široce rozevřenými údolními. Nacházejí se zde také mladotřetihorní sopečné tvary. Významnými vrcholy jsou Kamenný vrch (709,5 m) a Uhlířský vrch (671,8 m). V blízkosti vymezeného území (za pravým břehem řeky Moravice) se rozkládá jiný geomorfologický okrsek - Moravická vrchovina.

### 1.2.2 Geologie území

Nízký Jeseník se skládá se ze spodonokarbonských drob a břidlic, méně z devonských hornin moravkoslezského devonu a spodního karbonu. Vyskytují se zde také neovulkanity a neogenní usazeniny, spraše a sprašové hlíny, případně usazeniny středopleistocenního pevninského zalednění. Bruntálskou vrchovinu tvoří devonské

a spodnokarbonské břidlice a droby a na J od města Bruntál pleistocenní vulkanity (Demek a Mackovčín 2006).

Obrázek 5 v příloze 1 ukazuje, že celá širší oblast vymezeného mikropovodí je tvořena paleozoickými horninami zvrásněnými a nemetamorfovanými, jako jsou břidlice, droby, křemence a vápence. Západní část mikropovodí Štáhelského potoka je poddolovaná (obrázek 6, příloha 1). Po druhé světové válce se v Malé Štáhli totiž těžil kámen pro hrubou a ušlechtilou kamenickou výrobu.

Podle Geologické mapy České republiky 1:500 000 (Cháb a kol. 2007) se v mikropovodí Štáhelského potoka nachází paleozoikum Českého masivu, karbonský flyš – kulm a převládají laminované břidlice.

Dle Geologické mapy ČR 1:50 000 (Dvořák a Opletal 1995) v mikropovodí Štáhelského potoka převládá střídání břidlic, prachovců a jemnozrnných drob andělskohorského souvrství devonského až spodněkarbonského stáří. V menším rozsahu v pásech orientovaných SV – JZ se zde nacházejí droby pocházející ze stejného období a souvrství. V bezprostřední blízkosti potoka jsou deluviální sedimenty kamenitohlinité až hlinitokamenité, včetně deluviofluviálních holocenních sedimentů, které jsou pleistocenního až holocenního stáří. V korytě potoka jsou holocenní fluviální sedimenty.

### 1.2.3 Půdní poměry

V mikropovodí Štáhelského potoka se nacházejí kambizemě, tj. hnědé půdy, které jsou v ČR nejčastějším půdním typem. Najdeme je na různých půdotvorných substrátech i v odlišných klimatických podmínkách. Původními společenstvy kambizemí jsou listnaté a smíšené lesy s převahou dubu a buku (Hauptman a kol. 2009).

Půdní mapa České republiky v měřítku 1:1 000 000 (Tomášek 2003) nám rovněž ukazuje, že se ve vymezeném území vyskytují hnědé půdy a to hnědé půdy kyselé až silně kyselé. Hnědá půda kyselá má nápadně nízkou půdní reakci a nízké nasycení sorpčního komplexu, také se vyznačuje nižším obsahem humusu. Nachází se mezi 400 až 600 m n. m. Hnědá půda silně kyselá má silně kyselou půdní reakci, sorpční komplex je extrémně nenasycený a obsahuje nižší množství humusu. Nejčastěji se vyskytuje se nad 600 m n. m. (Tomášek 2007). Půdotvorným substrátem jsou zde zvětralinové horniny mladšího paleozoika, jako jsou arkózy, pískovce, slepence, droby, prachovce, břidlice,

lupky, melafyry a ryolity (Tomášek 2003). Z hlediska půdní zrnitosti se zde vyskytují půdy převážně hlinité (ib.).

Ze Syntetické půdní mapy České republiky 1 : 200 000 (Novák 1991) můžeme vyčíst podobné informace o tom, že se ve vymezeném mikropovodí nacházejí: kambizem typická varieta kyselá (z břidlic a drob České vysočiny, z hlediska zrnitosti to je střední půda) doprovázená pseudoglejem primárním (polygenetické hlíny s eolickou příměsí a slabou příměsí šterku, opět jde o střední půdu) a kambizem typická varieta silně kyselá (také z břidlic a drob České vysočiny, lehká půda). V blízkosti Štáhelského potoka potom nalézáme glej (typický). Podle množství a kvality humusu jsou zde půdy středně humózní s nekvalitním humusem. Množství humusu v celém profilu půdy je: 150 – 200 t.ha<sup>-1</sup> (Němeček a Zuska 1987).

Dle Půdní mapy ČR 1:50 000 (2005) se v mikropovodí Štáhelského potoka nachází kambizem mesobazická i slabě oglejená, blíže k potoku potom kambizem oglejená mesobazická. V trase potoka najdeme glej fluvický. Přítomnost kambizemí a gleje ve vymezeném mikropovodí demonstruje obrázek 7 v příloze 1.

#### 1.2.4 Klimatické podmínky

Polohu vymezeného mikropovodí v mapě klimatických podmínek znázorňuje obrázek 8 v příloze 1. Dle Quitta (1971) se rovněž mikropovodí Štáhelského potoka nachází v klimatické oblasti označované CH7, tj. chladná oblast, kterou můžeme charakterizovat:

- krátkým až velmi krátkým, mírně chladným a vlhkým létem,
- dlouhým přechodným obdobím s mírně chladným jarem a mírným podzimem,
- dlouhou, mírnou a mírně vlhkou zimou s dlouhou sněhovou pokrývkou.

Parametry chladné oblasti jsou dle Tolasze (2007) následující:

Počet letních dní	10 – 30
Počet dní s průměrnou teplotou 10 °C a více	120 -140
Počet dní s mrazem	140 – 160
Počet ledových dní	50 – 60
Průměrná lednová teplota	-3 - -4
Průměrná červencová teplota	15 – 16
Průměrná dubnová teplota	4 – 6
Průměrná říjnová teplota	6 – 7

Počet zatažených dní	150 – 160
Počet jasných dní	40 - 50
Průměrný počet dní se srážkami 1 mm a více	120 – 130
Suma srážek ve vegetačním období	500 – 600
Suma srážek v zimním období	350 – 400
Počet dní se sněhovou pokrývkou	100 – 120

Dle Tolasze (2007) pro oblast mikropovodí Štáhelského potoka platí také tyto charakteristiky:

Průměrný roční úhrn srážek	650 – 700 mm
Průměrná roční teplota vzduchu	6 – 7 °C
Průměrná roční relativní vlhkost vzduchu	80 – 85 %
Průměrná roční rychlost větru	3,0 – 4,0 m.s <sup>-1</sup>

Převládající směr a průměrná rychlost větru při situaci:

- Wc (západní cyklonální situace): SV; 4,0 – 6,0 m.s<sup>-1</sup>
- Nc (severní cyklonální situace): VSV, SSZ; 4,0 – 6,0 m.s<sup>-1</sup>
- NEc (severovýchodní cyklonální situace) a NEa (severovýchodní anticyklonální situace): S; 2,5 – 4,0 m.s<sup>-1</sup>
- Sa (jižní anticyklonální situace): SSV; 4,0 – 6,0 m.s<sup>-1</sup>

Průměrná rychlost větru v 10 m nad zemí je znázorněna v mapě s vyznačeným mikropovodím Štáhelského potoka na obrázku 9 v příloze 1. Obecně můžeme shrnout, že tato oblast má spíše chladnější klima a je dostatečně dotovaná srážkami. V hlubokých údolích jsou rozšířeným jevem inverze (Culek 1996).

## 1.2.5 Hydrologie území

### 1.2.5.1 Podzemní vody

Mikropovodí Štáhelského potoka náleží do povodí Odry, kde rozlišujeme celkem 11 hydrogeologických rajonů, tj. oblastí se stejnými hydrogeologickými poměry, oběhem podzemní vody a typem zvodnění (Povodí Odry, s. p. 2013). V hydrogeologické mapě se v oblasti zájmového mikropovodí setkáme s označením hydrogeologického rajonu 6611 (ČGS 2013). Číslo 6611 znamená, že se jedná o kulum Nížkého Jeseníku v povodí Odry. První dvě číslice (66) nám říkají, že jde o sedimenty

moravskoslezského devonu a spodního karbonu a konečně první číslice (6) znamená, že se nacházíme v rajonu v horninách krystalinika, proterozoika a paleozoika.

### 1.2.5.2 Povrchové vody

Mikropovodí Štáhelského potoka je součástí povodí řeky Moravice (obrázek 10, příloha 1), která pramení v blízkosti Pradědu ve Velkém kotli na JV svahu Vysoké hole v nadmořské výšce 1170 m. U Opavy se řeka Moravice vlévá do řeky Opavy v nadmořské výšce 240 m. Opava se následně vlévá do Odry, která odvádí vody do Baltského moře (Vlček 1984). Štáhelský potok tedy územně spadá povodí řeky Odry, je evidován v rámci vodního útvaru č. 36 – Moravice po soutok s tokem Kočovský potok (POD 2007). Moravice má povodí o rozloze 901,1 km<sup>2</sup>. Samotný tok má délku 105,1 km (Vlček 1984). Na řece Moravici jsou vybudovány dvě přehradní nádrže – Kružberk a Slezská Harta. Číslo hydrologického pořadí tohoto úseku Moravice je 2-02-02-011 (Český úřad geodetický a kartografický 1992). Další informace o řece Moravici jsou na obrázcích 11 a 12 v příloze 1.

Levostranným přítokem řeky Moravice protékajícím obcí Malá Štáhle je bezejmenný drobný vodní tok 1. a 2. řádu podle Strahlerovy klasifikace (VÚV 2005). Místně je nazýván Štáhelský potok. Tento potok je předmětem studia předkládané práce. Štáhelský potok má jeden drobný pravostranný přítok, délka tohoto přítoku je 938 m. Celková délka Štáhelského potoka je 2408 m, přičemž část po soutok s přítokem má 1527 m a následující část zakončená ústím potoka do řeky Moravice je dlouhá 881 m. Dle typologie vodních toků (Hubačiková a Oppeltová 2008) bychom mohli vzhledem ke geomorfologii území Štáhelský potok označit za horský potok. Horské potoky jsou přechodem mezi bystřinami a potoky. Mají velký podélný sklon, výrazný transport splavenin a jejich vodní stavy se rychle mění.

Štáhelský potok je součástí povodí IV. řádu (obrázek 1, příloha 1). V rámci tohoto povodí jsem pro účely práce vymezila jeho mikropovodí (viz kapitola 3.1). Plocha tohoto mikropovodí definovaného na základě vrstevnic v programu ArcGIS (ArcMAP 10) je 2,414 km<sup>2</sup>. Výřez mikropovodí ze Základní mapy ČR 1:10 000 s vyznačeným Štáhelským potokem je na obrázku 13 v příloze 1 (ZM10 2013) a výřez ortofota ČR (ORTOFOTO 2013) je na následujícím obrázku ve stejné příloze. Mikropovodí Štáhelského potoka má protáhlý tvar (Hubačiková a Oppeltová 2008). Štáhelský potok pramení v nadmořské výšce 652 m a do řeky Moravice ústí v 558 m n. m. Při své délce ca 2,4 km překonává výškový rozdíl 94 m. Absolutní spád potoka je



tedy 2,24°, což odpovídá relativnímu sklonu 39,04 ‰, protéká volnou krajinou a ve spodní části obcí. Štáhelský potok v některých místech sezónně vysychá. Tento vodní tok spadá pod správu státního podniku Lesy ČR (oblastní správa toků Frýdek-Místek, pracoviště Krnov).

### 1.2.6 Biogeografické členění

Podle mapy Biogeografické členění České republiky 1:500 000 (Culek 1993) spadá mikropovodí Štáhelského potoka do hercynské podprovincie a nízkojesenického bioregionu (1.54). V Hercynské podprovincii se vyskytuje biota západní a centrální části střední Evropy. Nízkojesenický bioregion se rozkládá na rozhraní střední a severní Moravy a Slezska, zaujímá téměř celý geomorfologický celek Nízký Jeseník a JV okraj Zlatohorské vrchoviny. V nejvýše položených oblastech se nachází biota 5. jedlovo-bukového stupně s ochuzenými horskými společenstvy (30%), převládá 4. bukový stupeň (65%) na okrajích s částmi 3. dubovo-bukového stupně (5%). V lesích najdeme kulturní smrčiny, na svazích potom bučiny a suťové lesy. Pouze místy se zde objevují vlhké louky a mezofilní pastviny (Culek 1996).

Větší část nízkojesenického bioregionu je v mezofytiku, menší část potom v oreofytiku. Zajímavostí této oblasti jsou porosty autochtonního sudetského modřínu (*Larix decidua*), který zde má centrum svého rozšíření. Výsledkem hospodářských zásahů je minimální vegetační kontrast mezi podhorskými (*Luzulo-Fagetum*) a horskými acidofilními typy (*Calamagrostio villosae-Fagetum*). Na strmých zlomových a kamenitých svazích v údolích jsou suťové lesy (*Tilio-Acerion*), zvláště *Mercuriali-Fraxinetum*. Při řece Moravici je často *Arunco-Aceretum*, vzácněji *Lunario-Aceretum*. Z náhradní přirozené vegetace jsou časté mezofilní louky svazu *Arrhenatherion* (*Trifolio-Festucetum rubrae*, *Phyteumato-Festucetum*) a smilkové louky a pastviny svazů *Cynosurion* a *Violion caninae* (Culek 1996).

Nízkojesenický bioregion je nejvýchodnějším okrajem hercynské podhorské fauny, do které zasahují vlivy sousedících podprovincií, nejvíce z karpatské podprovincie (např. čolek karpatský). Z podprovincie polonské je to např. myšice temnopásá. Tekoucí vody v tomto bioregionu náleží do pstruhového pásma (Culek 1996).

### 1.2.7 Fytogeografické a geobotanické členění

Mikropovodí Štáhelského potoka náleží z hlediska fytogeografického členění (Slavík 1997) do fytogeografické oblasti mezofytikum (Mesophyticum), fytogeografického obvodu Českomoravské mezofytikum (Mesophyticum Massivi bohemici), Severomoravského okruhu a fytogeografického okresu 75, tj. Jesenické podhůří. Obrázek 15 v příloze 1 ukazuje umístění mikropovodí v Jesenickém podhůří.

Podle Geobotanické mapy České socialistické republiky: mapa rekonstruované přirozené vegetace v měřítku 1:1 000 000 (Moravec a Neuhäusl 1976) spadá mikropovodí Štáhelského potoka do vegetačně-geografické oblasti VI, tj. oblast bučin a horských smrčín a do jednotky F, tj. květnaté bučiny (*Fagion* Luquet 1926 em. Pawłowski 1928).

Dle Geobotanické mapy ČSSR 1:200 000 (Mikyška a kol. 1969) může do mikropovodí Štáhelského potoka místně zasahovat jednotka LF (bikové bučiny *Luzulo-Fagion*), ale většinu území mikropovodí zaujímá jednotka F (květnaté bučiny *Eu-Fagion*). V bezprostřední blízkosti řeky Moravice se nachází jednotka AU (luhy a olšiny *Alno-Padion*, *Alnetea glutinosae*, *Salicetea purpureae*).

Jádrem květnatých bučin (*Fagion* Luquet 1926 emend. Pawłowski 1928), které se u nás vyskytují v submontánním a montánním stupni, jsou dle Mikyšky (1968) klimaxové bučiny a jedlobučiny s bohatým bylinným patrem. Stromové patro je dle stejného autora tvořeno bukem lesním (*Fagus silvatica*), který je doprovázen jedlí bělokorou (*Abies alba*), klenem (*Acer pseudoplatanus*), méně jilmem drsným (*Ulmus scabra*). V nižších polohách může být vtroušena lípa srdčitá (*Tilia cordata*), lípa velkolistá (*Tilia platyphyllos*) a ojediněle i habr obecný (*Carpinus betulus*). Ve vyšších polohách je stálou příměsí smrk ztepilý (*Picea excelsa*). Keřové patro tvoří zmlazující se stromy, zimolez černý (*Lonicera nigra*) a lýkovec jedovatý (*Daphne mezereum*). Mezi typické zástupce bylinného patra patří např. mařinka vonná (*Asperula odorata*) aj. Náhradními kulturami jsou většinou smrkové lesy.

Bikové bučiny (*Luzulo-Fagion* Lohmeyer et Tüxen 1954 p. p.) jsou druhově velmi chudé acidofilní bučiny, které se u nás objevují v kolinním až submontánním stupni na chudých silikátových půdách. Stromové patro zde tvoří buk lesní (*Fagus silvatica*), roztroušeně jedle bělokorá (*Abies alba*), v nižších polohách duby (*Quercus petraea*, *Q. robur*). Keřové patro nebývá vyvinuto, bylinnému patru dominuje bika bělavá (*Luzula albida*), méně třtina rákosovitá (*Calamagrostis arundinacea*), lipnice

hají (*Poa nemoralis*) či metlice křivolaká (*Deschampsia flexuosa*), regionálně také borůvka (*Vaccinium mytilus*) (Mikyška 1968).

### 1.2.8 Potenciální přirozená vegetace

Z geobotanických informací, jak jsou uvedeny v předchozí podkapitole, vychází poněkud modernější pojetí potenciální přirozené vegetace. Z tohoto hlediska mikropovodí Štáhelského potoka spadá do oblasti květnatých bučin (18 a 20) svazu *Eufagenion* a acidofilních bučin a jedlin (24) svazu *Luzulo-Fagenion* (Neuhäuslová a Moravec 1997). V tomto mikropovodí se nachází celkem tři typy potenciální přirozené vegetace (obrázek 16, příloha 1):

18 – bučina s kyčelnicí devítelistou (*Dentario enneaphylli-Fagetum*)

20 – kostřavová bučina (*Festuco altissimae-Fagetum*)

24 – biková bučina (*Luzulo-Fagetum*)

Plošně je ve vymezeném mikropovodí nejvíce zastoupena bučina s kyčelnicí devítelistou, biková a kostřavová bučina zde zasahují pouze okrajově v JV části mikropovodí. Bučina s kyčelnicí devítelistou (Neuhäuslová 1998) je vázána na montánní stupeň, tj. v nadmořských výškách 500 – 1000 m, kde osidluje svahy. V ČR je rozšířena ve vyšších pohořích České vysočiny a Západních Karpat. V nižších hornatinách, mj. i v Nízkém Jeseníku, je vázána na vrcholové polohy a S až V svahy. Tvoří ji stromové a keřové patro, mechové a keřové patro je vyvinuto pouze ve fragmentech nebo zcela chybí. Stromovému patru dominuje buk (*Fagus sylvatica*), bývá přimíšen klen (*Acer pseudoplatanus*), dále také dnes vymírající jedle (*Abies alba*) a objevuje se zde i ve vyšších polohách pravděpodobně původní smrk (*Picea abies*). Bylinné patro je souvisle zapojené, pokryvnost kolísá podle zápoje stromového patra. V tomto patře se setkáme s kyčelnicí devítelistou (*Dentaria enneaphyllos*), kyčelnicí cibulkonosnou (*Dentaria bulbifera*), samorostlíkem klasnatým (*Actaea spicata*), papratkou samičí (*Athyrium filix-femina*), kapraděm samcem (*Dryopteris filix-mas*), pitulníkem horským (*Galeobdolon montanum*), svízelem vonným (*Galium odoratum*), bažankou vytrvalou (*Mercurialis perennis*), mléčkou zední (*Mycelis muralis*), šťavelem kyselým (*Oxalis acetosella*), starčkem vejčitým (*Senecio fuchsii*), violkou lesní (*Viola reichenbachiana*) a kostřavou lesní (*Festuca altissima*).

Dle Neuhäuslové (1998) se biková bučina zachovala jen v izolovaných, menších, přirozených až polopřirozených porostech. Má jen stromové a bylinné patro.

Mechové patro je silně potlačováno špatně se rozkládajícím opadem listů buku a keřové patro tvoří pouze zmlazení buku. Ve stromovém patře dominuje buk (*Fagus sylvatica*), častá je příměs dubu zimního a letního (*Quercus petraea*, *Q. robur*), případně lípy srdčité (*Tilia cordata*). Významnou příměsí byla v minulosti také jedle (*Abies alba*). Bylinnému patru dominuje *Luzula luzuloides*, *Deschampsia flexuosa*, méně často *Vaccinium myrtillus*, *Calamagrostis arundinacea* nebo *Poa nemoralis*.

Kostřavová bučina byla konstruována na velkých plochách pouze ve dvou oblastech České republiky (kromě Nížkého Jeseníku i v Oderských vrších), ale ani v jedné z těchto oblastí se v přirozených porostech nezachovala. Vyznačuje se tím, že má také pouze stromové a bylinné patro. Mechové patro se objevuje pouze ve fragmentech a keřové zcela chybí. Ze stromů dominuje buk (*Fagus sylvatica*) s příměsí klenu (*Acer pseudoplatanus*) a jedle (*Abies alba*). Smrk (*Picea abies*) se zde nachází zásluhou člověka. V relativně chudém bylinném patře převládá *Festuca altissima* (Neuhäuslová 1998).

### 1.2.9 ÚSES a ochrana přírody

Také v této podhorské oblasti se můžeme setkat s územním systémem ekologické stability (ÚSES), což je dle průkopníka uplatňování principů ekologické stabilizace v plánování krajiny Míchala (1994) „vybraná soustava ekologicky stabilnějších částí krajiny, účelně rozmístěných podle funkčních a prostorových kritérií“. Celým mikropovodím Štáhelského potoka prochází nadregionální biokoridor Praděd – Slunečná, i jeho osa (obrázek 17, příloha 1). Na J od vymezeného mikropovodí se nachází regionální biokoridor a regionální biocentrum Mlýnský vrch, na JV potom regionální biocentrum Mokřina.

V 3,5 km dlouhém úseku nad ústím Štáhelského potoka do Moravice se nachází přírodní rezervace (PR) Niva Moravice (obrázek 18, příloha 1). Rezervace byla zřízena za účelem zachování přirozeného charakteru území a biotopů pro život ohrožených a chráněných druhů rostlin a živočichů, především pro migrující a hnízdící ptactvo, a dále pro vytvoření podmínek pro jejich další existenci a rozšiřování. Ze společenstev jsou předmětem ochrany louky svazu *Calthion* a mokřadní vrbiny svazu *Salicion cinereae*. Předmětem ochrany jsou ale také např. tyto druhy: kamzičnický rakouský (*Doronicum austriacum*), vachta trojlístá (*Menyanthes trifoliata*), mihule potoční (*Lampetra planeri*), vranka pruhoploutvá (*Cottus poecilopus*), ledňáček říční (*Alcedo*

*atthis*), rejsek horský (*Sorex alpinus*), vydra říční (*Lutra lutra*) atd. Do této PR zasahuje evropsky významná lokalita (EVL) Moravice (kód: CZ0813456), jejímž předmětem ochrany je vydra říční (*Lutra lutra*) (Bureš 2006).

Mikropovodí Štáhelského potoka se nachází ca 4 km vzdušnou čarou východně od hranice Chráněné krajinné oblasti Jeseníky, která se svou hranicí shoduje s Chráněnou oblastí přirozené akumulace vod. V zalesněné části horního úseku potoka byl opakovaně pozorován čáp černý.

### **1.3 Pojem revitalizace a problematika s ním spojená**

Rozsah revitalizačních opatření se vždy odvíjí od míry poškození daného ekosystému antropickými zásahy. V minulosti provedené úpravy vodních toků mohou být komplexní (tj. zahrnují celý vodní tok), místní (v určité části toku) nebo dílčí (drobné zásahy do toku). Spočívají ve změně trasy, podélného a příčného profilu toku, kapacity koryta, ale také v budování objektů v korytě (např. prahy, stupně, skluzy, přehrážky) a zpevňování koryta (vegetační, nevegetační a kombinované opevnění koryta). Účelem těchto úprav byla ochrana zemědělských ploch, lidských sídel, komunikací a dalších objektů před povodněmi, zabránění škodlivým erozním účinkům prostřednictvím stabilizace koryta toku. Dále také odvodnění pozemků (tj. úprava hladiny podzemní vody), které umožnilo intenzivnější zemědělské využití ploch přiléhajících k vodnímu toku, úprava odtokových poměrů v povodí a umožnění využití vodní energie nebo odběru vody (Hubačiková a Oppeltová 2008). Nutno podotknout, že k úpravám vodních toků dochází i v současnosti a že rozhodně ne vše, co bylo doposud při meliorační výstavbě v krajině provedeno, je špatné (Zuna 2004a).

Úpravy niv a koryt vodních toků s sebou přinesly např. tyto problémy (Just a kol. 2003), které následně řešíme revitalizací:

- zmenšení zásob podzemní vody v důsledku odvodnění niv a zahloubení koryt toků,
- akcelerace odtoku velkých vod a větší škody v níže položených územích jako následek zvětšení hydraulické kapacity koryta a omezení rozlivu,
- větší nároky na pevnost koryta z důvodu rychlejšího proudění,
- zvětšení podélného sklonu vede k negativním změnám průtokového a splaveninového režimu,

- nevhodné průtokové poměry a příčné stavby způsobují ztížení migrace vodních živočichů,
- původní druhy vodních živočichů nemohou trvale přežít v málo členitých korytech s monotónními úseky, kde je nízký sloupec vody,
- narušení samočisticí funkce vody kvůli ztrátě členitosti koryta (podélné i příčné) a zkrácení jeho délky,
- zmenšení biodiverzity na okolních pozemcích v důsledku odvodnění a
- narušení krajinného rázu a zhoršení vzhledu koryta.

S pojmem revitalizace se můžeme setkat v řadě oborů. Z našeho krajinně ekologického hlediska jím máme na mysli jakékoli zlepšení ekologického stavu zájmové oblasti (Štěrba a kol. 2008). Díky zaměření této práce se budeme zabývat revitalizacemi vodního prostředí, zejména vodních toků. Revitalizaci ve vztahu k vodnímu prostředí definují jednotliví autoři různě, přičemž se tyto definice vzájemně doplňují.

Dle Ekologického slovníku terminologického a výkladového (Jakrllová a Pelikán 1999) je revitalizace zpětná obnova krajiny, která byla poškozena lidskou činností. Vrána a Dostál (2004a) potom považují revitalizaci za „návrat do stavu bližšího přirozenému“ a upozorňují, že je těžké tento stav v praxi definovat. Zkrátka by měla vést ke zlepšení stavu vodního toku a jeho nivy v celé řadě parametrů (např. zvýšení diverzity prostředí a započít vývoj přirozenou cestou, přičemž by měly zůstat zachovány ostatní funkce krajiny). Také zdůrazňují, že by revitalizace neměla řešit jen několik problémů, ale měla by usilovat o komplexní řešení. Dle Šlezingra (2010) je účelem revitalizací vodních toků odstranění nebo alespoň zmírnění negativních důsledků úprav vodních toků na vodní biotu, obnovení či zlepšení jejich ekologické funkce v krajině (to vše při zohlednění účelových funkcí vodního toku, kvůli kterým byla původní úprava provedena). Just a kol. (2003) upozorňuje, že bychom revitalizace neměli chápat jen jako znovuoživení (Šlezinger 2005; Hubáčiková a Oppeltová 2008) v biologickém smyslu, jak vyplývá z doslovného překladu slova revitalizace z latiny: re – znovu, opět; vitalis – životný (Šenková 2002), ale také jako zásahy posilující přírodní a krajinné hodnoty a vodohospodářské funkce vodního prostředí. Štěrba a kol. (2008) hovoří v souvislosti s revitalizacemi o tom, že je velmi důležité nastolení integrovaného vodního ekosystému a především obnova ekologického kontinua. Just a kol. (2005) a Králová (2001) dále vyzdvihují u nás dlouho opomíjené, ale v zahraničí velmi

využívané (Valentová M [datum neznámé]; StMUGV 2005; StMUGV 2006), uplatnění revitalizací a revitalizačních přístupů v protipovodňové ochraně.

Zkrátka revitalizace zacílené na retenci vody a obnovu jejího přirozeného oběhu v krajině jsou řešením problémů spojených s narušeným vodním režimem. Přispívají ke zpomalení klimatické změny způsobené odvodňováním krajiny člověkem, zmírňují trend postupného regionálního oteplování, vedou ke zvětšování zásob vody v území, tlumí extrémní projevy počasí, snižují erozní ohroženost půd vodní erozí, obnovují úrodnost půd, zvyšují biodiverzitu a jsou prevencí sucha, povodní a požárů (Kravčík 2008). Revitalizace samozřejmě probíhají i bez přispění člověka (Štěrba a kol. 2008), jsou to samovolné renaturace a renaturace povodněmi (Just a kol. 2003).

Ve světě má oblast revitalizací za sebou letitou historii a v mnohých státech jsou dnes již běžnou praxí. Revitalizace jsou prostředkem naplňování závěrů Konference OSN o životním prostředí a rozvoji, která se uskutečnila v roce 1992 v Riu de Janeiru. V současnosti je tendence tyto aktivity více rozšiřovat a postupně zabudovávat do vodohospodářské praxe. Česká republika je v tomto ohledu poněkud pozadu. U nás (Just a kol. 2003; Stránský 2008) se začaly revitalizace (ve smyslu technických revitalizací, což je cílená lidská činnost) rozvíjet až po roce 1990 (historie revitalizací blíže např.: Just a kol. 2003, 2005; Štěrba a kol. 2008). Ještě v polovině devadesátých let minulého století bylo za úspěšnou revitalizaci vodního toku považováno koryto ponechané v betonovém opevnění a doplněné kaskádou dřevěných prahů. Postupně se náhled na revitalizace měnil. Jednotlivé etapy tohoto vývoje můžeme stručně charakterizovat takto (Vrána a Dostál 2004a):

1. generace revitalizací ponechávala vodní tok v původní trase, zůstal i původní profil koryta a původní opevnění. Do toku byly pouze vkládány spádové objekty a vytvářeny tůňe a prohlubně.
2. generace již měnila trasu a spočívala ve změlčování koryta a v odstraňování opevnění.
3. generace konečně přistupuje k problému komplexně v rámci pásu údolní nivy a zaměřuje se i na napojení revitalizace toku na jeho okolí.

Na revitalizační opatření je možno čerpat finanční prostředky z několika zdrojů. Jsou to zdroje evropské, zdroje národní a můžeme odlišit také zdroje ostatní. Evropské zdroje, např. Operační program Životní prostředí, Operační program Rybářství nebo Program rozvoje venkova, jsou stanoveny na období 2007-2013. Letošní rok je rokem na přelomu tohoto a následujícího období, o kterém zatím není mnoho známo, proto

nemá význam se jimi nyní zabývat. Asi nejznámějším národním zdrojem, využitelným nejen k revitalizacím, je Program péče o krajinu. Přímo na revitalizace vodního prostředí je zaměřen Program revitalizace říčních systémů, který byl nahrazen Programem Podpora obnovy přirozených funkcí krajiny. Dotace je možno také čerpat z programů Ministerstva zemědělství nebo krajských úřadů k podpoře vodního hospodářství. Některé programy má v gesci také Státní fond životního prostředí ČR, tyto programy se však rok od roku mění. Do ostatních zdrojů řadíme např. Regionální operační program či finanční mechanismy Norska, Švýcarska apod. (Severa a kol. 2007; AOPK ČR 2011).



## 2 Cíle práce

Předkládaná diplomová práce směřuje k návrhu revitalizace drobného vodního toku v podhorské oblasti. Štáhelský potok, na který je práce zaměřena, byl v minulosti zčásti nevhodně upraven a jeho současný ekologický stav je žalostný, nemluvě o hydrologické funkci toku a tím i ochraně před povodněmi. Komplexní revitalizace potoka a jeho povodí je možností, jak tento nevyhovující stav napravit.

Cíle práce jsou následující:

- S využitím dostupných historických map vypátrat původní trasu Štáhelského potoka a porovnat ji se současnou trasou, určit současný land use povodí potoka a alespoň orientačně ho porovnat s historickým využitím území.
- Za pomoci programu ArcGIS vizualizovat ohroženost povodí Štáhelského potoka vodní erozí a spočítat koeficient ekologické stability tohoto území.
- Zjistit a posoudit aktuální ekologický stav Štáhelského potoka na základě vlastního průzkumu, který zahrnuje hydrobiologický rozbor, měření vybraných fyzikálně-chemických vlastností vody, stanovení koncentrace dusičnanů, fosforečnanů a amoniaku ve vodě a také floristický průzkum.
- Srovnat zjištěný aktuální ekologický stav tohoto potoka s jeho potenciálním přirozeným stavem z hlediska zoobentosu.
- Navrhnout komplexní revitalizaci nejen samotného potoka a jeho nejbližšího okolí, ale také jeho povodí.

Práce je záznamem současného stavu Štáhelského potoka včetně jeho povodí a tvoří tak podklad využitelný v budoucnu, který může sloužit k provedení revitalizace, ale také ke srovnání nynějšího stavu se stavem po revitalizaci.

## **3 Materiál a metody**

### **3.1 Historická trasa Štáhelského potoka a využití území v jeho mikropovodí v minulosti**

Jak jsem již uvedla v úvodu, vymezila jsem si pro účely této práce mikropovodí Štáhelského potoka, kterým se celá práce zabývá. Při vymezování tohoto mikropovodí jsem v programu ArcMAP 10 postupovala takto: využila jsem vrstvy s vrstevnicemi a vytvořila jsem digitální model terénu, poté vrstvy „Slope“, „Flow Direction“, „Flow Accumulation“ a „Basin“, následně jsem zhotovila novou vrstvu – polygon mikropovodí Štáhelského potoka, jehož hranici tvoří rozvodnice. Podkladová data (ZABAGED 2013) mi poskytl Český úřad zeměměřický a katastrální (dále jen ČÚZK).

#### **3.1.1 Historická trasa Štáhelského potoka**

Úpravy vodních toků byly v posledních staletích velmi běžné, přičemž jedním z nejzávažnějších zásahů do říční krajiny je zkrácení říční sítě. To souvisí s napřimováním vodních toků, které se provádělo mimo jiné kvůli odvodnění zemědělské půdy. Abychom mohli zjistit, zda a případně o kolik, byl tok zkrácen, musíme přesně, za využití existujících historických podkladů, určit rozsah a intenzitu změn v hydrografické síti. Dostupná jsou mapová díla, která zachycují stav krajiny během posledních ca 150 let. Digitalizací těchto podkladů za využití technologií geografických informačních systémů (dále jen GIS) získáváme možnost extrahovat z nich informace o změnách, které se v říční síti odehrávaly. Historickými podklady, využitelnými k posuzování úprav říční krajiny v minulosti, mohou být např. otisky Stablního katastru, mapy II. a III. vojenského mapování aj. (Langhammer a Vajskebr 2007).

Za účelem analýzy změn v hydrografické síti v mikropovodí Štáhelského potoka jsem se snažila nashromáždit vhodná historická mapová díla. Přes WMS server CENIA jsem si prohlédla v GISech Müllerovu mapu a mapy II. a III. vojenského mapování. Ovšem v obou těchto mapových podkladech byl dobře patrný tok řeky Moravice, zatímco drobný Štáhelský potok zde nebyl znatelný. Navíc ze zkušeností Langhammera a Vajskebra (2007) vyplývá, že data odvozená z mapy II. a III. vojenského mapování pro tyto účely, jsou málo spolehlivá. Proto jsem pátrala dál směrem k mapám novějšího data. Až v mapě Pozemkového katastru (WMS KN 2013), kterou jsem si také prohlédla přes WMS server ČÚZKu, jsem spatřila vhodný a přesný podklad. Pozemkový katastr

byl veden od roku 1927, používán byl do roku 1938 a po roce 1956 se přestal udržovat (Český úřad zeměměřický a katastrální 2013). Teprve v této mapě totiž byla jasně vyznačena trasa potoka (včetně naznačeného vinutí) a také podmáčené plochy v jeho okolí. Dle tohoto podkladu jsem v GISech vektorizovala trasu potoka a spočítala jeho délku. Vektorizovala jsem také jednotlivé plošky podmáčených ploch. Mapa byla navíc georeferencována, což mi ušetřilo práci. Dodatečně jsem potom při prolnutí této nově vytvořené vrstvy s mapou II. vojenského mapování zjistila, že rozsah podmáčených ploch se v obou mapách shoduje až na drobné nepřesnosti dané mírným posunem obou mapových vrstev vůči sobě. Současnou trasu Štáhelského potoka jsem převzala z DIBAVODu, tj. Digitální báze vodohospodářských dat (DIBAVOD 2011).

### **3.1.2 Historické využití území v mikropovodí Štáhelského potoka**

Je důležité si uvědomit, že současná krajina odráží minulost (Forman a Godron 1993). Každá krajina je charakteristická svou prostorovou heterogenitou, kterou vyjadřuje krajinná struktura. V krajině dochází neustále ke změnám, které ovlivňují obytnost a průchodnost krajiny, mění ekologickou stabilitu a další vlastnosti krajiny. Člověk kolem sebe vytváří kulturní krajinu, která se více či méně liší od krajiny přírodní (Lipský 2000). Kulturní krajina je průsečíkem přírodních, sociálních a hospodářských procesů, odráží stav společnosti (Lipský 1998). Člověk je v kulturní krajině dominantním činitelem, který drastickým způsobem přetváří vzhled krajiny a průběh přírodních procesů (Lipský 1995). Využití půdy je z historického hlediska velmi proměnlivé a dynamické a právě poznání tohoto dynamického historického vývoje kulturní krajiny a jejích strukturálních částí je velmi důležité pro její nynější ekologickou stabilizaci (Lipský 2000).

Proto jsem si při prohlížení historických mapových vrstev přes WMS server CENIA všimla také využití území v mikropovodí Štáhelského potoka. Porovnáním starých map se současnými, můžeme zjistit, jak se krajina během určitého časového období změnila a co zůstalo v její paměti dodnes (Semotanová 1995). Z Müllerovy mapy Moravy, která pochází z roku 1716, ve 2. vydání z roku 1790 (Laboratoř geoinformatiky UJEP 2001-2010), jsem se nic o využití půdy v tomto maličkém území nedozvěděla, bylo tedy nutno prohlédnout si mapy novější. Navíc Müllerovy mapy nejsou příliš spolehlivé (Semotanová 1995). K mapám I. vojenského, tzv. josefského mapování pocházejících z let 1764-1768 (Laboratoř geoinformatiky UJEP 2001-2010), které jsou již mnohem přesnější a podrobnější (Semotanová 1995), jsem se bohužel

nedostala. Z dostupných map jsem tedy došla k mapě II. vojenského mapování, tzv. Františkova, které proběhlo v letech 1836-1852 (Laboratoř geoinformatiky UJEP 2001-2010) a přineslo s sebou další zpřesnění (Uhlířová 1995). Tento mapový podklad vznikl v době rozvoje intenzivního zemědělství nástupu průmyslové revoluce. Výměra orné půdy u nás v té době vzrostla za 100 let o polovinu a rozloha lesů dosáhla svého historického minima (Laboratoř geoinformatiky UJEP 2001-2010). Poté jsem také pracovala s mapou III. vojenského mapování, tzv. Františko-josefského, které na Moravě a ve Slezsku probíhalo mezi lety 1876-1878 (ib.). Mapy II. a III. vojenského mapování jsou vhodné pro srovnávání, protože jejich výpovědní hodnota je vysoká (Semotanová 1995). Oba tyto podklady navíc byly georeferencovány, což mi umožnilo proložit jimi obrys mikropovodí Štáhelského potoka a potok samotný. K porovnání se současným stavem krajiny jsem využila ortofoto z obrázku 14 v příloze 1.

### **3.2 Aktuální využití území v mikropovodí Štáhelského potoka**

Termín land use, neboli využívání krajiny, v sobě zahrnuje jak biofyzikální, tak socioekonomickou složku krajiny. Landcover označuje aktuální kombinaci land use a vegetace pokrývající zemský povrch, přičemž vyjadřuje i strukturu krajiny (Sklenička 2003). Oba tyto termíny jsou dynamické, protože krajina se nustále mění (Lipský 2000; Sklenička 2003).

V poslední době docházelo ke změnám ve využívání naší krajiny v důsledku změn vlastnických vztahů (Křovák a Kovář 2002), ale také změn v ekonomice. Předchozí nevhodný vývoj krajiny se po roce 1990 zastavil (Lipský 2000). Obecně se potom očekávalo dosažení příznivějšího vztahu mezi produkční a ochrannou funkcí krajiny (Křovák a Kovář 2002). Také současná zemědělská politika Evropské unie v rámci agroenvironmentálních opatření v sobě zahrnuje ochranu přírody a životního prostředí, ovšem postoje dnešních zemědělců jsou často v rozporu s těmito požadavky a zemědělská krajina proto v České republice nedoznává změn k lepšímu. Mnozí zemědělci dokonce uvádějí, že než aby zaváděli tato opatření, raději by se zemědělskou výrobou skončili (Lokoč 2006).

Celkový vzhled kulturní krajiny a využití půdy odráží stav společnosti. Společenské změny různé povahy, ať už demografické, politické, sociální, ekonomické či technologické, se zrcadlí ve způsobu využívání krajiny (Lipský 2000). V rámci této kapitoly jsem z výše uvedených důvodů chtěla zjistit, jaké trendy ve vývoji krajiny

můžeme v mikropovodí Štáhelského potoka sledovat v časovém úseku od roku 1990 do současnosti.

Za tímto účelem jsem si v prostředí ArcMAP 10 ze serveru CENIA (ArcGIS server CENIA 2013) stáhla volně dostupná mapování CORINE Land Cover, tento projekt zahrnuje mapování krajinného pokryvu za pomoci satelitního snímkování. Program CORINE běží od roku 1985 a od roku 1991 byl rozšířen i o státy střední a východní Evropy, jeho iniciátorem je Evropská Komise a v současnosti ho spravuje Evropská agentura životního prostředí (EEA), cílem programu je především získání souboru informací o stavu životního prostředí a přírodních zdrojů, které jsou prioritní pro všechny členské státy Evropské unie. Projekt Land Cover je součástí CORINE a směřuje k vytvoření databáze krajinného pokryvu Evropy za použití jednotné metodiky. Výsledkem je mapa vegetačního pokryvu v měřítku 1:100 000. Databáze obsahuje také změny, tzn. přírůstky a úbytky ploch jednotlivých tříd mezi dvěma mapováními (CENIA 2012; EEA 2013).

Do současné doby byly vytvořeny celkem tři databáze CORINE Land Cover – pro roky 1990, 2000 a 2006 a dvě změnové databáze mezi těmito lety (ib.). Následně jsem do těchto tematických vrstev vkládala polygon zájmového mikropovodí a trasu Štáhelského potoka.

Dále jsem chtěla zjistit, s jakým využitím území (land use) se v zájmovém mikropovodí v současnosti můžeme setkat. Pro názornější představu jsem se rozhodla vizualizovat aktuální land use tohoto mikropovodí. Hodnocení land use, na rozdíl od land cover, zahrnuje nejen analýzu současného stavu, ale i hodnocení krajiny z pohledu vhodnosti pro určité způsoby využívání (Sklenička 2003). Využila jsem k tomu ČÚZKem poskytnuté vrstvy ZABAGED®, se kterými jsem dále pracovala v GISech. Zobrazovala jsem postupně vrstvy reprezentující jednotlivé liniové i plošné prvky krajinné struktury, dokud jsem nevyčerpala všechny možnosti. Ty vrstvy, které se ve vymezeném mikropovodí vyskytovaly, jsem ořezala polygonem mikropovodí a zobrazila je tak, aby byly všechny dobře zřetelné.

### **3.3 Modelování potenciální vodní eroze v mikropovodí Štáhelského potoka**

Slovo eroze pochází z latinského „erodere“ – rozhlodávat. Vodní eroze spočívá v tom, že je zemský povrch rozrušován kapkami deště a povrchovým odtokem (Janeček a kol. 2008). Dle Kvítka a Tippla (2003) je to selektivní proces, při kterém jsou odtékající vodou přednostně odnášeny menší a lehčí částice. Následně se transportované částice ukládají - sedimentují (Janeček a kol. 2008).

Kolektivizace a intenzifikace zemědělské výroby za socialismu, která vedla ke scelování pozemků, rozorání mezi a zvětšení ploch obdělávané půdy, způsobila zrychlenou erozi půdy (Kvítek a Tippl 2003). Zrychlená eroze je v současnosti považována za vážný problém globálního měřítko (Janeček a kol. 2008). Dnes je u nás snaha o snižování intenzity zemědělství, která by s sebou měla přinést také snížení erozních procesů na zemědělských půdách, přesto je podle posledních průzkumů Výzkumného ústavu meliorací a ochrany půdy (VÚMOP) Praha více než ½ plochy zemědělských půd na území ČR ohrožena vodní erozí. Nutno podotknout, že erozní procesy jsou přirozeným přírodním jevem, a nelze je zcela zastavit. Lze je pouze omezit na míru, která nezneškodňuje půdu, nekontaminuje splaveninami vodní toky a neobohacuje je živinami (Kvítek a Tippl 2003).

K negativním důsledkům eroze patří (Kvítek a Tippl 2003; Janeček a kol. 2008): odnos ornice, zmenšování mocnosti půdního profilu, zhoršování fyzikálních a chemických vlastností půd, zvyšování šterkovitosti, snižování obsahu živin a organických látek v půdě, poškozování plodin a kultur, zvýšení povrchového odtoku, snižování průtočné kapacity toků, zanášení vodních děl a zhoršování jakosti povrchových vod, zejména eutrofizace vod aj.

K modelování potenciální vodní eroze v mikropovodí Štáhelského potoka jsem využila GISy, které v současnosti nacházejí široké uplatnění nejen ve vodohospodářství, ale také v řadě dalších oborů (Krása 2011). V dnešní době totiž manuální výpočet erozního smyvu pomocí modelu nepřipadá v úvahu. Tento nástroj geoinformatiky (odštěpený obor obecné informatiky) využijeme všude, kde k vyhodnocení jevů a k plánování potřebujeme znát informace o prostoru a prostorových souvislostech. Metody výpočtu vodní eroze a používané modely popisují procesy uvolňování částic na pozemcích a jejich transport v rámci povodí (ib.). Používaný softwarový program ArcGIS (ArcMAP 10) klade důraz na mapové výstupy, což mně také umožnilo výsledný erozní smyv jasně vizualizovat. Cílem těchto snah bylo zjistit existenci

rizikových území (z hlediska vodní eroze) a následně navrhnout protierozní opatření. Při práci s ArcGISem jsem používala k tomu určené manuály (Hillier 2011; Introduction... 2012)

Základem pro modelování jsou geodata v podobě mapových vrstev GIS (Krása 2011), které pro účely studentských vědeckých prací bezplatně poskytuje ČÚZK a VÚMOP. K modelování jsem použila tzv. „univerzální rovnici pro výpočet průměrné dlouhodobé ztráty půdy erozí z pozemků“ dle Wischmeiera a Smithe (Wischmeier a Smith 1978 in Janeček a kol. 2008), která dle Janečka a kol. (2008) zatím nejdokonaleji vystihuje kvantitativní účinek faktorů, ovlivňujících vodní erozi způsobovanou přívalovými dešti. Tuto rovnici můžeme označit také jako rovnici USLE (Janeček a kol. 2012), má tento tvar:  $G=R.K.L.S.C.P$  (Janeček a kol. 2008, 2012), kde:

G je průměrná dlouhodobá ztráta půdy v  $t.ha^{-1}.rok^{-1}$ ,

R je faktor erozní účinnosti deště,

K je faktor erodovatelnosti půdy,

L je faktor délky svahu,

S je faktor sklonu svahu,

C je faktor ochranného vlivu vegetace a

P faktor účinnosti protierozních opatření.

Faktor erozní účinnosti přívalového deště (R) byl odvozen v USA. Podkladem bylo množství dat o dešťových srážkách. Faktor R závisí na četnosti výskytu srážek, jejich intenzitě, úhrnu a kinetické energii (Janeček a kol. 2008, 2012). Pro území ČR byla původně průměrná roční hodnota tohoto faktoru stanovena na  $R = 20 MJ.ha^{-1}.cm.h^{-1}$ . Ovšem s využitím nově zpracovaných dat z ombrografických záznamů získaných z většího množství stanic, než v předchozím případě, a provedením důkladného metodického rozboru erozní účinnosti deště se zjistilo, že tato hodnota je velmi podhodnocená. Průměrná hodnota R faktoru pro většinu zemědělsky využívaného území ČR je 30-45 a v podhorských oblastech dokonce 45-60. Z těchto důvodů se doporučuje používat v USLE pro naprosto převažující plochu zemědělské půdy na našem území průměrnou hodnotu R faktoru  $40 MJ.ha^{-1}.cm.h^{-1}$ , tedy dvojnásobnou oproti původní (Janeček a kol. 2012). Pro výpočet v ArcGIS jsem tedy použila hodnotu  $40 MJ.ha^{-1}.cm.h^{-1}$ .

Faktor erodovatelnosti půdy (K) neboli náchylnosti půdy k erozi je v USLE definován jako množství půdy smyté ze standardního pozemku (tj. o délce 22,13 m a sklonu 9 %) na jednotku faktoru R. Vyjadřuje se v  $t.ha^{-1}$ . Faktor K lze stanovit

několika způsoby. Jedním z nich je převod z HPJ (hlavní půdní jednotka), což je 2. a 3. číslo kódu BPEJ, pomocí tabulky (Janeček a kol. 2008, 2012). Vrstvu s BPEJ mi poskytl VÚMOP a odvození HPJ a následného K faktoru jsem provedla v ArcGIS. Použila jsem k tomu tabulku dle Janečka (2008).

Vliv délky a sklonu svahu na intenzitu eroze vyjadřujeme kombinací faktoru sklonu svahu (S) a faktoru délky svahu (L), tedy tzv. topografickým faktorem. Jde o poměr ztráty půdy na jednotku plochy svahu na hodnoceném pozemku ke ztrátě půdy na standardním pozemku (Janeček a kol. 2008, 2012). V ArcGIS jsem tedy využila digitální model terénu a pomocí různých nástrojů vytvořila vrstvy „Slope“, tj. svažitost terénu, dále „FlowDirection“, tj. směr odtoku vody z každé buňky rastru a „FlowAccumulation“, tj. dráhy soustředěného odtoku (Csáfordi a kol. 2012). Následně jsem vypočítala LS faktor dle Mitášové a Browna (Mitasova a kol. 1998 in Uhrová 2008; Metodika... [datum neznámé]):

$$LS = \text{Pow}([\text{flowacc}] * \text{resolution} / 22.1, 0.6) * \text{Pow}(\text{Sin}([\text{slope}] * 0.01745) / 0.09, 1.3).$$

Ochranný vliv vegetace je přímo úměrný hustotě a pokryvnosti porostu v době, kdy se nejvíce vyskytují přívalové deště. Vegetace chrání půdu před destruktivním vlivem dopadajících kapek deště a zpomalováním povrchového odtoku, dále také působí pozitivně na půdní vlastnosti a svým kořenovým systémem mechanicky zpevňují půdu (Janeček a kol. 2008, 2012). Faktor ochranného vlivu vegetace (C) jsem stanovila v ArcGIS za využití vrstvy půdních bloků dostupných z Veřejného registru půdy na Portálu farmáře (PLPIS 2013). Pomocí číselníku, který je součástí stažených dat, jsem určila jednotlivé kultury a přiřadila jim hodnoty C faktoru dle tabulky (Janeček a kol. 2012).

Co se týče faktoru účinnosti protierozních opatření (P), Janeček a kol. (2008, 2012) uvádí, že v případě, kdy tato opatření nejsou na pozemku aplikována, nemůžeme s účinností příslušných opatření počítat, a hodnota faktoru P je tedy rovna 1. Proto jsem také při výpočtu použila  $P=1$ .

Na závěr jsem pomocí nástroje „Raster Calculator“ jednotlivé tematické rastrové vrstvy vynásobila dle USLE rovnice (Csáfordi a kol. 2012). Výsledná hodnota potom určuje průměrnou roční ztrátu půdy, která je uvolněna plošnou vodní erozí, přičemž nezahrnuje její akumulaci na pozemcích umístěných níže. Rovnici nemůžeme použít pro období kratší než 1 rok a pro zjištění ztráty půdy z jedné srážky či tání sněhu (Janeček a kol. 2008, 2012).



### **3.4 Výpočet koeficientu ekologické stability pro mikropovodí Štáhelského potoka**

Krajina je živý systém, který reaguje na mnoho podnětů, z nichž některé jsou rytmické, jiné nepravidelné či nahodilé. Faktory ovlivňující krajinu jsou buď vnitřní, nebo vnější, a jejich existence způsobuje, že krajina není z hlediska rovnováhy neměnná. Jde o jakousi dynamickou rovnováhu, která je hlavním projevem ekologické stability (Sklenička 2003). Ekologickou stabilitu se snažilo definovat několik autorů, z nichž jmenujme např. Zonnevelde (1995), který uvádí tři možné výklady tohoto pojmu: 1. jako protiklad kolapsu, 2. je to stav bez změny a 3. jde o matematický logaritmus. Tuto širokou definici ujednotil Míchal (1994), který definuje ekologickou stabilitu jako „schopnost ekologického systému přetrvávat i za působení rušivého vlivu a reprodukovat své podstatné charakteristiky v podmínkách narušování zvenčí“. Tato schopnost se podle něj projevuje buď minimální změnou za působení rušivého vlivu nebo spontánním návratem do výchozího stavu (nebo na původní vývojovou trajektorii) po změně. Sklenička (2003) dále dodává, že čím více dodatkové energie systém potřebuje ke stabilizaci, tím méně se potom uplatňují autoregulační mechanismy a říká, že ekologickou stabilitu můžeme vyjádřit jako převrácenou hodnotu množství dodatkové energie, kterou je potřeba vynaložit na její udržení.

Dle Lipského (1998) se pojem ekologická stabilita využívá při navrhování ÚSESů a snahy o jeho kvantifikaci vedly ke vzniku koeficientu ekologické stability, pro který se vžilo označení  $K_{es}$ . Nejjednodušeji ho podle stejného autora vypočítáme jako poměr zastoupení ploch relativně stabilních (S) a relativně labilních (L), tedy  $K_{es}=S/L$ . Za plochy relativně stabilní považujeme trvalé travní porosty, pastviny, lesy, sady, mokřady a vodní plochy, zatímco do relativně labilních ploch řadíme pole, urbanizované a zastavěné plochy. Lipský (1998) dále také uvádí, že výhodou  $K_{es}$  je to, že ho můžeme spočítat pro libovolné vymezené území, např. povodí.

Koeficient ekologické stability jsem spočítala v GISech. Postupovala jsem tak, že jsem si nejdříve připravila jednotlivé vrstvy reprezentující charakter využití území. Tyto vrstvy mi poskytl ČÚZK (ZABAGED 2013). Musela jsem vyhledat všechny, které jsou v mikropovodí Štáhelského potoka zastoupeny, aby pokryly beze zbytku celou plochu tohoto území. Následně jsem vybrané vrstvy ořízla tak, aby mi zůstaly jen jejich části, které se nacházejí uvnitř vymezeného mikropovodí. Poté jsem spočítala jejich výměry, rozdělila je do dvou kategorií podle toho, zda je řadíme do ploch stabilních nebo labilních a dosadila do výše uvedeného vzorce.

### 3.5 Měření vybraných fyzikálních a chemických vlastností vody

Měření fyzikálně-chemických parametrů vody (stejně jako botanický průzkum a odběr vzorků pro hydrobiologický rozbor, viz dále) jsem prováděla celkem na třech různých místech Štáhelského potoka. Na základě terénního průzkumu a práce s mapou jsem totiž zjistila, že je možno Štáhelský potok pomyslně rozdělit do tří částí, které se od sebe navzájem liší (obrázek 45, příloha 6):

1. **horní část Štáhelského potoka** má délku 638 m. Tato část protéká pozemky, které byly donedávna ornou půdou, následně byly zatravněny a dnes jsou vedeny jako trvalé pastviny. V bezprostřední blízkosti potoka se roztroušeně nachází zbytky doprovodné zeleně s olšemi (*Alnus glutinosa*), vrbami (*Salix* sp.) a břízami (*Betula* sp.), většinou ale stromový či keřový břehový porost chybí a na koryto potoka přímo navazuje pastvina (obrázek 33, příloha 6). Níže je břehový porost souvislý, tvořený náletem olší (*Alnus glutinosa*) s přimíšenou střemchou (*Prunus* sp.). Trasa otevřeného koryta Štáhelského potoka začíná propustkem pod polní cestou (obrázek 32, příloha 6), která tímto územím vede historicky. Původní prameniště bylo v minulosti odvodněno za pomoci svodných drénů vložených pod zem a celá tato navazující část potoka byla tvrdě technicky upravena. Úprava koryta Štáhelského potoka v této části sledovala především zvětšení průtočné kapacity a zahloubení, které umožnilo vyústování systému plošného odvodnění svádějícího vodu z přiléhajících pozemků do potoka. Tato část potoka byla proto napřímena a prohloubena (obrázek 35, příloha 6). Hydraulické hladkosti koryta bylo dosaženo pokrytím dna betonovými žlabovkami. Ve žlabovkách je místy usazen písčité sediment až jemný štěrk (obrázek 34, příloha 6). V takto upraveném korytě proudí voda rychleji, proto je potřeba ho uměle opevnit (Just 2003). Toto opevnění bylo zajištěno polovegetačními tvárnici, které můžeme dnes v potoce najít pouze na některých místech, kde z nich voda odnesla několikacentimetrovou vrstvu půdy, již jsou tvárnice pokryty. Počátek potoka se nachází v nadmořské výšce 562 m a konec této horní části potoka je v 620 m n. m. Potok tedy v této části překonává 32 výškových metrů. Absolutní spád je vysoký: 2,873°, což odpovídá relativnímu slonu 50,127 ‰. Pro účely odběru vzorků pro hydrobiologický rozbor jsem si v této části vymezila dle metodiky

Kokeše a Němějcové (2006) desetimetrový úsek, který jsem označila jako úsek č. 1 (obrázek 36, příloha 6). Způsob stanovení délky úseku je popsán v kapitole 3.7. V jednom bodě tohoto úseku jsem prováděla měření fyzikálně-chemických parametrů vody.

2. **střední část Štáhelského potoka** je dlouhá 889 m a protéká lesem (obrázek 37, příloha 6). Tato část potoka je v přirozeném stavu, příčný profil je pekáčovitý (obrázek 39, příloha 6), potok vytváří zákruty, jsou přes něj spadané stromy a mrtvou dřevní hmotu nalezneme i v potoce, kde zvyšuje drsnost koryta a podílí se i na jeho morfologii (Máčka a Kožený 2007). Dno potoka je v brodech převážně jemně až hrubě šterkovité, v tůních bahnitě s detritem, místy nalezneme balvany (obrázek 38, příloha 6). Potok má v této části relativně zachovalou úzkou nivu (jakou povoluje geomorfologie terénu) s jednou kosenou loukou na levém břehu. Stromové patro nivy v blízkosti potoka je tvořeno převážně různověkými olšemi (*Alnus glutinosa*), jsou zde také statné smrky (*Picea abies*), častý je javor klen (*Acer pseudoplatanus*), ojediněle se objevuje jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*). Keřové patro je tvořeno střemchami (*Prunus* sp.) a bezem černým (*Sambucus nigra*). Bylinné patro je druhově bohatší (viz kapitola 4.9) s častými kapradinami, starčky atd. V některých enklávách nivy jsou zachována vlhká tužebníková lada (Chytrý a kol. 2010). Na svazích podél nivy se nachází smrkové monokultury, které se vyznačují vyšší druhovou bohatostí pouze na svých okrajích, tj. ekotonech, kde najdeme např. jilm drsný (*Ulmus glabra*), střemchy (*Prunus* sp.), jasany (*Fraxinus excelsior*) apod. Počátek této části se nachází v nadmořské výšce 620 m a konec v 589 m n. m. Výškový rozdíl je zde 31 m. Absolutní spád je ze všech tří částí nejnižší: 1,998°, což odpovídá relativnímu sklonu 34,871 ‰. Také v této části jsem si vymezila desetimetrový úsek, který jsem nazvala úsek č. 2 (obrázek 40, příloha 6) a v jednom bodě tohoto úseku jsem měřila vybrané fyzikálně-chemické vlastnosti vody.
3. **spodní část Štáhelského potoka** je dlouhá 881 m a celá protéká obcí Malá Štáhle. Pravostranná část nivy je v celé délce zastavěna rodinnými domy se zahradami. Na levém břehu potom úzká silnice. Mezi potokem a silnicí a na druhé straně mezi potokem a zahradami je roztroušená zeleň rostoucí ve skupinkách (obrázek 41, příloha 6). Nalezneme zde především olše lepkavé

(*Alnus glutinosa*), javory kleny (*Acer pseudoplatanus*) a různé druhy vrb (*Salix* sp.). Místy se vyskytne i smrk (*Picea abies*), častější jsou střemchy (*Prunus* sp.) a jilm horský (*Ulmus glabra*). Na levém břehu jsou rodinné domy ojediněle a na silnici navazuje les, který roste na prudkém svahu. V tomto lese převažuje smrk (*Picea abies*). Dno potoka je v této části tvořeno hrubým štěrkem, ve spodní části silnou vrstvou sedimentu a bahna a je zde velké množství ponořené vegetace. V této části potoka je několik příčných stupňů (obrázek 42, příloha 6). Potok je zahlouben, nejvíce ve spodním úseku, kde má lichoběžníkový příčný profil (obrázek 43, příloha 6). Potok v této části překonává 31 výškových metrů, počátek je v nadmořské výšce 589 m a ústí do Moravice se nachází v 558 m n. m. Absolutní spád je 2,017° a relativní sklon 35,190 ‰. Také zde jsem vymezila jeden desetimetrový úsek, který jsem označila úsek č. 3 (obrázek 44, příloha 6) a měřila jsem tady fyzikální a chemické vlastnosti vody.

Ve třech bodech, které jsem následně vytyčila ve výše zmíněných úsecích (obrázek 45, příloha 6), jsem prováděla přímo v terénu v cca jednoměsíčních intervalech měření vybraných fyzikálních a chemických vlastností vody. Šlo o teplotu, vodivost, pH vody a koncentraci kyslíku ve vodě. Měření proběhla v těchto termínech roku 2012: 15. dubna, 19. května, 16. června (úsek č. 2 a 3) a 18. června (pouze v úseku č. 1), dále 15. července, 12. srpna, 11. září, 14. října a 11. listopadu. V zimních měsících měření prováděna nebyla. K měření jsem používala měřicí přístroje do terénu zapůjčené na Katedře ekologie a životního prostředí Univerzity Palackého v Olomouci (obrázek 46, příloha 7). Vodivost vody jsem měřila přenosným konduktometrem HI 98303 DiST 3 HANNA. Pro určení pH jsem používala přenosný pH metr Checker© HANNA a k měření teploty a koncentrace kyslíku ve vodě sloužil přenosný oximetr MKT 44 L iNSA. Naměřené hodnoty jsem zpracovala v programu Microsoft Office Excel 2007.

### **3.5.1 Fyzikální vlastnosti vody**

#### **3.5.1.1 Teplota vody**

Teplota vody je, oproti teplotě vzduchu, méně proměnlivá, přesto je důležitým mezním činitelem, protože vodní organismy jsou často stenotermní, tj. mají úzkou toleranci k teplotě. Organismy žijící v tekoucích vodách musí čelit extrémnějším podmínkám, pokud jde o teplotu, než organismy stojatých vod (Odum 1977). Teplota

vody ovlivňuje fyzikální, chemické i biologické pochody ve vodě, jako např. rozpustnost plynů a pevných látek, intenzitu trávení a dýchání vodních organismů, dobu jejich rozmnožování a rychlost vývoje. Na teplotu vody velmi působí denní a roční doba, nadmořská výška, zeměpisná šířka, oblačnost a ostatní faktory (Sukop 2006).

### **3.5.2 Chemické vlastnosti vody**

#### **3.5.2.1 Reakce vody - pH**

Hodnota pH je záporný logaritmus látkové koncentrace vodíkových iontů (Malý a Malá 2006). Kyselost vody je způsobena nadbytkem vodíkových iontů, zásaditost nadbytkem hydroxylových iontů, pH vody je neutrální při rovnováze těchto iontů. Reakce vody významně ovlivňuje život vodních organismů, např. existencí letální hranice pH na zásaditou nebo kyselou stranu, dále také uvolňováním toxického dvojmocného železa nebo hliníku v kyselé oblasti. V zásadité oblasti se z amonných solí uvolňuje toxický čpavek (Sukop 2006).

#### **3.5.2.2 Konduktivita**

Elektrolytická konduktivita je elektrická vodivost vody. Jde o převrácenou hodnotu odporu roztoku v mΩ mezi dvěma elektrodami o ploše 1 m<sup>2</sup>, vzdálenými od sebe 1 m [mS.m<sup>-1</sup>]. Elektrolytická konduktivita určuje míru koncentrace rozpuštěných látek disociovaných na ionty (Malý a Malá 2006). Vodivost vody je větší, čím více látek je ve vodě rozpuštěno (Sukop 2006).

#### **3.5.2.3 Kyslík**

Na koncentraci kyslíku rozpuštěného ve vodě, závisí nejen oživení vody, ale také biochemické a chemické reakce. Jeho obsah ve vodě se mění v závislosti na faktorech prostředí. S rostoucí teplotou nebo salinitou vody, klesá koncentrace kyslíku ve vodě. Naopak, čím větší je atmosférický tlak, tím více kyslíku se ve vodě rozpouští. Koncentrace kyslíku ve vodě ale také závisí na rozkladných pochodech a biologické aktivitě. Při teplotě 0 °C je stoprocentní nasycení vody kyslíkem 14,65 mg.l<sup>-1</sup>; při teplotě 30 °C jen 7,44 mg.l<sup>-1</sup>. V případě kyslíkového deficitu může koncentrace kyslíku ve vodě klesnout až na nulu, k přesycení vody kyslíkem může dojít, pokud ve vodě probíhá velmi silná asimilace (Sukop 2006).

Koncentrace kyslíku v tekoucích vodách není příliš proměnlivým činitelem, vodní toky ho obsahují dostatečné množství, i v případech, kdy v nich nejsou zelené

rostliny, protože jsou málo hluboké, mají velkou plochu vystavenou vzduchu a je v nich stálý pohyb vody. Z tohoto důvodu jsou vodní živočichové obzvláště citliví (tj. mají úzkou toleranci) vůči sníženému obsahu kyslíku (Odum 1977).

Pomocí naměřených hodnot teploty vody a koncentrace kyslíku ve vodě, jsem stanovila také procento nasycení vody kyslíkem. Použila jsem k tomu určený nomogram (obrázek 47, příloha 7), odečtenou hodnotu jsem poté vynásobila faktorem podle nadmořské výšky (Hrbáček 1972).

### **3.6 Stanovení koncentrace dusičnanového a amoniakálního dusíku a fosforečnanových iontů ve vodě Štáhelského potoka**

Dusík a fosfor jsou přirozenou složkou přírodního prostředí, uveďme např. že jeden hektar orníční vrstvy půdy obsahuje 3 až 6 tun dusíku. Z tohoto důvodu je určitá koncentrace těchto prvků v podobě iontů ve vodách samozřejmá (Kvítek a Tippl 2003). V horských a podhorských tocích jsou dle Pouličkové a kol. (1998) sloučeniny dusíku v současnosti především atmosférického a antropogenního původu. Člověk ovlivňuje koloběh dusíku a fosforu v přírodě stále výrazněji, např. aplikací chemických hnojiv na bázi dusíku nebo fosforu v zemědělské výrobě (Lellák a Kubíček 1991). Proto je cílem stanovení obsahu amoniakálního a dusičnanového dusíku a fosforečnanových iontů ve vodě Štáhelského potoka zjistit, v jakých koncentracích se tyto sloučeniny ve vodě potoka nacházejí a zda překračují koncentrace běžné v čistých vodách.

Za účelem zjištění obsahu amoniakálního a dusičnanového dusíku a fosforečnanových iontů ve vodě Štáhelského potoka jsem vybrala dva odběrové body ve Štáhelském potoce tak, že jeden se nachází nad první zástavbou obce, tzn. reprezentuje část potoka, která protéká zemědělskou krajinou a lesem. Tento odběrový bod jsem pojmenovala – nad obcí. Druhý odběrový bod jsem vybrala poblíž ústí Štáhelského potoka do řeky Moravice. Tento bod reprezentuje tu část potoka, která protéká obcí Malá Štáhle, proto jsem tento odběrový bod také nazvala – v obci. Umístění těchto dvou odběrových bodů ve Štáhelském potoce znázorňuje obrázek 48 v příloze 8.

Odběry jsem prováděla jednorázově, vždy v případě, že bylo reálné se do 24 hodin po odběru (Pouličková a kol. 1998; Fuksa 2003) dostavit do chemické laboratoře na Katedře ekologie a životního prostředí Přírodovědecké fakulty Univerzity

Palackého v Olomouci, kde jsem prováděla rozborů vzorků. Z tohoto důvodu jsem nemohla odebírat vzorky vody každý měsíc při návštěvách lokality za účelem měření fyzikálně-chemických vlastností vody a hydrobiologického a botanického průzkumu. Vzorky jsem tedy odebírala v průběhu roku 2012 celkem 4krát v těchto datech: 18. června, 16. července, 17. září a 12. listopadu.

Při výběru bodů odběru, ale také při samotném vzorkování jsem se řídila metodikou dle Fuksy (2003), který říká, že účelem vzorkování je získání přiměřeně malé a zároveň přiměřeně reprezentativní části celku, o kterém chceme získat určitou informaci, a dopravit ji k rozboru. Zároveň zdůrazňuje, že vzorky se musí odebírat ze středu toku nebo z oblasti proudnice, aby se zabránilo zvržení sedimentu apod., což v případě Štáhelského potoka nebyl problém.

Při odběru vzorků do 0,2 l skleněných vzorkovnic s těsnicí zátkou jsem postupovala tak, že jsem vzorkovnici vždy několikrát důkladně vypláchla vodou z bodu odběru. Poté jsem ji vložila do středu potoka, respektive do místa, kde byl proud, hrdlem směrem proti proudu a po naplnění vzorkovnice jsem na ni poznačila název odběrového bodu (nad obcí nebo v obci). Následně jsem se snažila vzorky během transportu do laboratoře nebo lednice (v případě rozboru ve druhém dni po odběru) uchovat při co nejnižší teplotě za pomoci izolační kabely, do které jsem vkládala předem mrazené chladicí médium, tento postup Fuksa (2003) schvaluje. Standardně se doporučuje uchovávat vzorek při teplotě cca 4 °C (Poulíčková a kol. 1998; Fuksa 2003).

V laboratoři jsem potom prováděla rozbor vzorků podle instrukcí pracovníků laboratoře, standardních pracovních postupů pro fyzikální a chemické analýzy vod (Horáková a kol. 1986) a manuálů pro stanovení dusičnanů, fosforečnanů a amoniaku a pro obsluhu používaných přístrojů. Výsledné hodnoty koncentrace dusičnanového a amoniakálního dusíku a fosforečnanů jsem zapisovala do tabulek, ze kterých jsem následně sestavila grafy.

### **3.6.1 Stanovení dusičnanového dusíku**

Při stanovení dusičnanového dusíku ( $\text{N-NO}_3^-$ ) jsem používala spektrofotometr DR 2000, reagentie NitraVer6 a NitriVer3 (pro 25 ml), lékovky a kyvetu HACH. Do lékovek jsem odměřila 25 ml deionizované vody, která sloužila jako blank, a stejné množství vzorku. Následně jsem k blanku i vzorku přidala obě výše jmenované reagentie a lékovky protřepávala do rozpuštění reagentií. Po uplynutí 5 minut jsem provedla měření na spektrofotometru, kde jsem nastavila vlnovou délku na 507 nm

a metodu č. 351. Měření jsem prováděla v kyvetě vymyté deionizovanou vodou. Na displeji přístroje jsem rovnou odečítala hodnoty v  $\text{mg.l}^{-1} \text{N-NO}_3^-$ .

### 3.6.2 Stanovení amoniakálního dusíku

Při stanovení amoniakálního dusíku ( $\text{N-NH}_4^+$ ) jsem používala tyto pomůcky: HACH zkumavky, pipetu a kapátko. Dále také spektrofotometr DR 2000 a reagensii v podobě Nesslerova činidla. Postupovala jsem tak, že jsem nejprve do zkumavek odměřila 5 ml vzorku a jako blank 5 ml deionizované vody. Ke vzorku i blanku jsem přidala po třech kapkách Nesslerova činidla a následně obojí promíchala. Po deseti minutách jsem na spektrofotometru nastavila vlnovou délku 425 nm a vkládala vzorky. Z displeje jsem odečítala hodnoty absorbance, které mi následně převedl RNDr. Petr Hekera, Ph.D. na výslednou hodnotu v  $\text{mg.l}^{-1} \text{N-NH}_4^+$ .

### 3.6.3 Stanovení fosforečnanů

Také při stanovení fosforečnanů ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) jsem používala spektrofotometr DR 2000. Dále reagensii PhosVer3 (pro 25 ml), lékovky, filtrační papír, nálevku, stojan, kádinky a kyvetu HACH. Opět jsem do lékovek odměřila 25 ml deionizované vody (blanku) a 25 ml vzorku, který jsem před tím ale přefiltrovala přes filtrační papír. Poté jsem ke vzorku přidala uvedenou reagensii a 2 minuty obsah lékovky promíchávala do rozpuštění reagensie. Po osmi minutách jsem na spektrofotometru odečítala hodnoty v  $\text{mg.l}^{-1} \text{PO}_4^{3-}$ . Spektrofotometr jsem před tím nastavila na vlnovou délku 890 nm a metodu č. 490.

## 3.7 Hydrobiologický rozbor

Ve vodách se nachází široké spektrum organismů – mikroorganismy počínaje, přes nižší a vyšší rostliny, bezobratlé živočichy a obratlovci konče (Kokeš a Vojtíšková 1999). Pro účely hydrobiologického rozboru jsem se v předkládané práci zaměřila na makroskopické vodní bezobratlé větší než 1 mm, tj. makrozoobentos (Pouličková a kol. 1998). Tato skupina organismů má totiž z hlediska hodnocení stavu vodního toku celou řadu výhod, jak uvádí Kokeš a Vojtíšková (1999). Patří k nim dobrá určitelnost organismů, propracovaná taxonomie a standardizace odběrových metod, také to, že se vyskytují prakticky ve všech tekoucích vodách. Velkou výhodou je jejich většinou známá ekologie, dále také malá pohyblivost, přítomnost zástupců napříč trofickými



úrovněmi, dlouhý životní cyklus, rychlé znovuosídlování vhodných toků, dobrá reakce na stres a změnu životních podmínek, bioindikační význam atd. Nevýhodou je potom to, že jejich výskyt je ovlivněn mj. složením substrátu a vykazuje sezonní změny (ib.).

Při odběrech vzorků, které jsem uskutečnila během roku 2012 v následujících dnech: 15. dubna, 19. května, 16. června (18. června pouze v úseku č. 1), 15. července, 11. září a 14. října, jsem se řídila metodikou Kokeše a Němejcové (2006). Tato metodika poskytuje informace, jak odebírat a zpracovávat vzorky makrozoobentosu tekoucích vod, aplikuje metodu PERLA, která byla vytvořena za účelem hodnocení ekologického stavu toků. Hodnocením ekologického stavu Štáhelského potoka se budu zabývat v následující kapitole, z tohoto důvodu jsem také používala zmiňovanou metodiku. Metoda PERLA je stanovená pro odběr vzorků makrozoobentosu z broditelných toků, tj. toků s hloubkou max. 1 m a rychlostí proudu do  $1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ , doporučuje provádět odběry při vodních stavech  $Q_{270d}$  a nižších (ib.).

### **Výběr odběrového profilu**

Použitá metodika (Kokeš a Němejcová 2006) popisuje, jak správně vybrat odběrový profil. Protože jsem chtěla následně určit ekologický stav celých částí toku (část 1., 2. a 3., viz kapitola 3.5), musel odběrový úsek i odebraný vzorek reflektovat stav té části toku, která je hodnocena. Dle této metodiky jsem si tedy vymezila charakteristický úsek toku a odběrový úsek. Odběrový úsek jsem v souladu s metodikou, na základě výpočtu a terénního průzkumu, stanovila jako 10 m dlouhý úsek, ve kterém se nachází všechny habitaty typické pro celou část potoka, břehová vegetace je typická pro celou část potoka a poměr tůní a peřejí je stejný jako v charakteristickém úseku toku. Odběrové desetimetrové úseky jsem označila jako úsek č. 1, 2 a 3. Všechny odběrové úseky jsem zakreslila do mapy, vyznačila v terénu a fotograficky zdokumentovala. Fotografie jednotlivých úseků jsou na obrázcích 36, 40 a 44 v příloze 6. Jednotlivé úseky jsou potom zaznačeny v ortofotu na obrázku 45 ve stejné příloze.

### **Používané vybavení**

V terénu jsem s sebou měla vybavení, ke kterému dle metodiky (Kokeš a Němejcová 2006) náleží holínky, bentosová (neboli bentická) síť (používala jsem bentosovou síť o průměru ok  $500 \mu\text{m}$ ), stopky, fotoaparát, gumové rukavice, vědra, misky, entomologické pinzety, vzorkovnice, epruvety, 40 % roztok formaldehydu atd. V laboratoři jsem potom používala binokulární lupu, dále Petriho misky, preparační jehly, entomologické pinzety a determinační klíče.

### **Odběr vzorků v terénu**

Vlastní odběr je dle metodiky (Kokeš a Němejcová 2006) multihabitatový, tj. habitaty jsem vzorkovala proporcionálně podle jejich výskytu v odběrovém úseku. Odběr jsem prováděla po dobu 3 minut. Šlo o semikvantitativní odběr, kdy jsem zjišťovala seznam taxonů vyskytujících se na lokalitě a relativní abundanci těchto taxonů (Kokeš a Vojtíšková 1999). Dle metodiky (Kokeš a Němejcová 2006) jsem při odběru postupovala proti proudu, síť jsem postavila na dno a rozrušovala substrát před sítí rukou nebo nohou do hloubky max. 10 cm, tzv. kick sampling (Pouličková a kol. 1998). Proudem zachycené organismy byly splaveny do sítě.

Následně jsem vzorek dle metodiky (Kokeš a Němejcová 2006) zbavila větviček, kamínků a listů a dekantací hrubších anorganických sedimentů, poté jsem ho promyla přes odběrovou síť. Oddělený substrát jsem prohlédla na míse a individuálně vybrala jednotlivé živočichy. Vzorek jsem v terénu přetřídila do epruvet, zbavila ho přebytečné vody a fixovala 40 % formaldehydem do výsledné koncentrace 4 %. Každý vzorek jsem vždy označila popiskem obsahujícím datum a označení úseku.

### **Určování vzorků**

Vzorky jsem poté určovala alespoň do čeledě v laboratoři za pomoci binokulární lupy při malém zvětšení (Hartman a kol. 2005). Používala jsem několik běžně dostupných určovacích klíčů (Hrabě 1954; Rozkošný 1980; Fitter a Manuel 1986; Schwab 1995; Rulík a Kršková 1997; Haupt J a Haupt H 1998; Olsen a kol. 2001; Hanel a Lišková 2003; Gerstmeier 2004; Greenhalgh a Ovenden 2007; Zahradník 2007). S obtížněji určitelnými taxony mi pomohl doc. RNDr. Martin Rulík, Ph.D.

### **Vytváření seznamů a tabulek, výpočet indexů**

Po dokončení určování jsem sestavila systematicky uspořádaný seznam všech taxonů zjištěných při všech odběrech ve všech úsecích. Dále také tabulku presence a absence jednotlivých taxonů zjištěných při všech odběrech v jednotlivých úsecích a tabulky presence a absence jednotlivých taxonů zjištěných při každém z odběrů zvlášť. Presence znamená přítomnost a absence nepřítomnost taxonů ve společenstvu bez zohlednění hustoty, četnosti či pravidelnosti výskytu. Informace o prezenci a absenci nám umožňují srovnávat více typů společenstev mezi sebou a vystihnout tak kvalitativní změny ve skladbě společenstev v čase (Losos 1984). Vědecké názvosloví respektuje nomenklaturu užívanou na webu BioLib (BioLib 1999-2013).

Nakonec jsem spočítala koeficienty similarity (podobnosti) pro jednotlivé úseky, k tomuto výpočtu jsem použila všechny taxony, které jsem v jednotlivých úsecích

zjistila. Koeficient podobnosti vyjadřuje shodu druhového složení dvou srovnávaných společenstev. Nejčastěji jsou používány tyto dva koeficienty podobnosti (Losos 1984; Slavíková 1986):

$$1. \text{ Sørensenův koeficient: } S_S = \frac{2C}{A+B}$$

$$2. \text{ Jaccardův koeficient: } S_J = \frac{C}{A+B-C}$$

A – počet druhů v jednom společenstvu,

B – počet druhů ve druhém společenstvu,

C – počet druhů vyskytujících se v obou společenstvech.

Uvedené koeficienty nabývají hodnot v intervalu od 0 do 1. Čím je výsledná hodnota vyšší, tím jsou si společenstva podobnější. Koeficient se rovná 1 při úplné shodě. Sørensenův koeficient oproti Jaccardově koeficientu zvýrazňuje podíl společných druhů (Losos 1984).

### **3.8 Hodnocení ekologického stavu Štáhelského potoka na základě makrozoobentosu**

Hodnocení toku podle makrozoobentosu vychází z požadavků rámcové směrnice Evropské unie o vodách, která si klade za cíl vytvořit jednotnou metodiku pro hodnocení ekologického stavu vodních toků v celé Evropě a definovat jejich cílový stav (Vojtíšková a kol. 2000; Opatřilová a kol. 2011). Tato hodnocení patří nejen u nás, ale i ve zbytku Evropy k nejpoužívanějším a nejúspěšnějším metodám (Kokeš a Vojtíšková 1999) a mají dlouhou tradici (Brabec 2000), která je více než stoletá (Kokeš a Vojtíšková 1999). V některých evropských zemích se již mnoho let běžně používají moderní metody počítačového zpracování dat o makrozoobentosu tekoucích vod. U nás byl za stejným účelem teprve v nedávné době vytvořen program HOBENT (zkratka odvozena od HODnocení podle BENTosu), který jsem s laskavým svolením pana RNDr. Jiřího Kokeše z Oddělení hydrobiologie Výzkumného ústavu vodohospodářského T. G. Masaryka (VÚV) v Brně použila ke zpracování údajů do diplomové práce.

Jak je uvedeno v manuálu k programu, je tento program součástí systému Perla (označení podle rodu pošvatek žijících v čistých vodách), který zahrnuje nejen hodnotící metody a školení hydrobiologů, ale také vytváření dodatků k určovacím klíčům

a podkladů pro hodnotící systémy. Systém Perla směřuje k získání informací o stavu přírodního prostředí v České republice.

Program HOBENT je určen pro tekoucí vody a pracuje s jarními vzorky. Počítá tyto typy indexů (Kokeš a Vojtíšková 1999): 1. indexy diverzity, 2. biotické indexy, 3. indexy podobnosti, 4. ekologický profil společenstva, a predikuje pomocí predikčního systému Perla - metodou RIVPACS (River InVertebrate Prediction and Classification System).

Indexy diverzity (Kokeš a Vojtíšková 1999): Velmi obecně charakterizují společenstva bez ohledu na individualitu taxonů, jsou založeny na počtu taxonů a počtu jedinců v jednotlivých taxonech. Ideální společenstvo makrozoobentosu by mělo mít jeden nebo několik dominantních druhů, tj. velmi početných, několik doprovodných, tj. středně početných a mnoho vzácných druhů. Indexy diverzity se tuto skutečnost snaží vyjádřit jedním číslem. Nenarušená společenstva mají diverzitu obvykle vyšší než narušená. Diverzita vyjadřuje tyto vlastnosti společenstva: počet druhů, druhovou pestrost (podíl počtu druhů a počtu jedinců) a vyrovnanost.

K indexům postihujícím především druhovou pestrost patří Margalefův index a index podle Menhinicka. Vyrovnanost můžeme vyjádřit indexem podle Pielou, který znázorňuje rozdíly v počtu jedinců jednotlivých taxonů. Indexem diverzity zahrnujícím pestrost i vyrovnanost je Shannon-Wienerův index, který je používán nejčastěji (ib.).

Biotické indexy (Kokeš a Vojtíšková 1999; glosář programu HOBENT): Jsou založeny na indikátorových organismech, posuzují společenstvo na základě vybraného faktoru, hodnotí především organické znečištění, ale i ekologickou kvalitu toku podle kombinace indikační hodnoty druhů a diverzity společenstva. Vychází z toho, že skupiny bezobratlých mají různou citlivost vůči znečištění a při jeho zvyšování postupně ubývají méně tolerantní skupiny. Dále vychází z toho, že při zvyšování znečištění klesá počet taxonů ve společenstvu. Dělíme je na průměrové (saprobní index a ASPT index) a tabulkové (indexy BBI a IBGN). Průměrové indexy jsou vypočítávány jako průměr indikačních hodnot druhů, ovšem nezahrnují rozmanitost společenstva ani individualitu druhů. K tomuto problému se lépe staví tabulkové indexy, které jsou odečítány z tabulek, proto podle nich můžeme lépe určit narušení společenstva.

K průměrovým biotickým indexům patří saprobní index, k jehož výpočtu musíme znát individuální saprobní index druhů, jejich početnost, individuální indikační váhy druhů a počty druhů ve vzorku. V normě ČSN 75 7716 (ČSN 1998b) jsou tyto podklady obsaženy a program HOBENT je používá k výpočtu. Disperze saprobního

indexu určuje míru rozdílnosti individuálních saprobních indexů taxonů ve vzorku. Když zjistíme hodnotu disperze vyšší než 0,2, je saprobní index nespolehlivý a je potřeba zvolit jinou metodu hodnocení (ib.).

Dalším průměrovým biotickým indexem je BMWP skóre a ASPT index. BMWP (Biological Monitoring Working Party dle Armitage a Pardo 1995) skóre je součtem skorů jednotlivých skórujících čeledí. ASPT index je BMWP skóre vydělené počtem skórujících čeledí, nabývá maximálně hodnoty 10. ASPT (Average Score Per Taxon dle Armitage a Pardo 1995) index je výhodnější, protože nezávisí na počtu taxonů ve vzorku (Kokeš a Vojtíšková 1999; glosář programu HOBENT).

K tabulkovým biotickým indexům řadíme (Kokeš a Vojtíšková 1999; glosář programu HOBENT): Index BBI (Belgian Biotic Index), jehož hodnota se odečítá z tabulek, kde protnutím řádku a sloupce určíme hodnotu tohoto indexu. Řádek je určen indikátorovým taxonem (systematickou jednotkou, tj. taxonomickou skupinou podle návrhu autorů indexu) a sloupec počtem systematických jednotek ve vzorku. Index BBI postihuje nejen individualitu taxonů, ale také rozmanitost společenstva. Hodnota tohoto indexu je dána těmi taxony ve vzorku, které jsou nejméně tolerantní vůči znečištění. Index EBI (Extended Biotic Index) se také odečítá z tabulek, podobně jako index BBI. Rozdíl spočívá pouze v tom, že tabulka pro jeho určení je větší a maximální hodnota vyšší. Index IBGN (Indice biologique global normalisé) pochází z Francie. Jeho účelem je posuzování kvality mělkých tekoucích vod (ne pramenů ani velkých řek). Indikuje fyzikální narušení a organické znečištění.

Indexy podobnosti (Kokeš a Vojtíšková 1999) při hodnocení složení společenstva zohledňují individualitu taxonů, srovnávají dvě společenstva a všímají si rozdílů mezi nimi. Indexy podobnosti postihují změny složení společenstva. Nejsou běžně užívány. Můžeme je rozdělit na indexy, které berou v úvahu jen prezenci a absenci taxonů, a na indexy beroucí v úvahu i početnosti. K indexům zohledňujícím pouze prezenci a absenci taxonů patří Jaccardův index. Indexem, který bere v úvahu také početnosti taxonů je Bray–Curtisův index.

Ekologický profil společenstva (Kokeš a Vojtíšková 1999; glosář programu HOBENT): Tento typ hodnocení se používá v Německu a Rakousku. Posuzuje společenstvo podle zastoupení ekologických skupin organismů, např. typ výživy, substrát. Vyjadřuje posuny společenstva podle jeho funkčnosti, struktury a probíhajících procesů. Zohledňuje ekologické niky makrozoobentosu, nikoliv taxonomickou příslušnost. Tyto výsledky proto odrážejí změny, ne pouze organické znečištění.

Abychom mohli vypočítat ekologický profil společenstva, musíme mít podklad, v němž jsou zahrnuty ekologické nároky jednotlivých taxonů makrozoobentosu, ty jsou klasifikovány do několika kategorií a každá kategorie má ještě podkategorie. Každý taxon má pro každou podkategorii přiděleny body. Součet bodů ve všech podkategoriích jedné kategorie činí 10. Hodnocení potom spočívá v sečtení bodů všech kategorií pro vyskytující se taxony a jejich poměr se vyjádří graficky v procentech. Vždy jsem nechala program HOBENT provést 1000 simulací ekologického profilu.

RIVPACS přístup je původním účelem vývoje programu HOBENT. RIVPACS byl vyvinut v 80. letech minulého století ve Velké Británii (Zahrádková a kol. 2000) za účelem nastavení priorit ochrany (Gergel a kol. 2002), je založen na předpokladu, že společenstvo makrozoobentosu odpovídá s vysokou pravděpodobností souboru proměnných prostředí dané lokality (Kokeš a Vojtíšková 1999; Zahrádková a kol. 2000). Předpovídá společenstvo makrozoobentosu, které by se na hodnocené lokalitě vyskytovalo, kdyby lokalita nebyla ovlivněna lidskou činností a tuto předpověď porovnává se skutečným složením společenstva makrozoobentosu na hodnocené lokalitě (ib.). Vychází z predikčního modelu a je prezentován jako index B. Výpočet tohoto indexu je prováděn za pomoci podkladové databáze, která se skládá ze dvou rozsáhlých souborů z člověkem málo ovlivněných úseků toků. Jeden soubor obsahuje složení společenstev makrozoobentosu, druhý hodnoty proměnných prostředí, u kterých předpokládáme neměnnost v čase, daných lokalit (Kokeš a Vojtíšková 1999). Program HOBENT pracuje tak, že zařadí hodnocenou lokalitu za pomoci diskriminačních rovnic na základě hodnot proměnných prostředí (viz dále) do skupin podkladové databáze. Těchto skupin může být i více, ale liší se pravděpodobností. Následně použije tyto pravděpodobnosti příslušnosti hodnocené lokality do skupin podkladové databáze a pravděpodobnosti výskytu taxonů v jednotlivých skupinách a spočítá pravděpodobnosti, s jakými lze taxony očekávat na hodnocené lokalitě (ib.). Tento výsledek shrnuje číslo, které bylo nazváno B. Jde o podíl počtu taxonů, které byly zjištěny a které jsou očekávány. Při tomto výpočtu se používá volitelný limit, jde o pravděpodobnost, s jakou je taxon očekáván na hodnocené lokalitě. Když je pravděpodobnost rovna nebo větší než limit, je taxon započítán, v opačném případě nikoliv. Tento limit je obvykle nastaven na 50 %. Čím více se číslo B blíží jedné, tím více hodnocená lokalita odpovídá standardu. Pokud je menší nebo větší než jedna, neodpovídá (ib.).

Vzorky, se kterými program HOBENT pracuje (Kokeš a Němejcová 2006) musí být z jarního aspektu tj. březen – polovina května (fenologicky do začátku květu řepky). Proto jsem v programu pracovala pouze se vzorky odebranými 15. 4. a 19. 5. 2012. K úsekům č. 1, 2 a 3 jsem přistupovala jako k samostatným vodním tokům, protože každý se nachází v jiné části potoka a má jiný charakter (viz kapitola 3.5). Pro každý úsek jsem zjistila proměnné prostředí (tabulka 26, příloha 10), se kterými program pracuje. Jednalo se o tyto charakteristiky: 1. řád toku dle Strahlera, který jsem odečetla z příslušné mapy (VÚV 2005), 2. nadmořskou výšku a 3. vzdálenost od pramene, obojí jsem odečetla ze základní mapy České republiky 1:10 000 (ZM10 2013), 4. plochu povodí, kterou jsem spočítala v programu ArcMAP 10 a jelikož se jednalo o 3 úseky, podělila jsem tuto hodnotu 3, abych zjistila plochu povodí každé části potoka, jsem si vědoma toho, že tento údaj je velmi hrubý, 5. spád, který jsem spočítala ručně dle odečtených vrstevnic a délky příslušné části potoka a konečně 7. souřadnice ve vojenském systému S-42.

### **3.9 Botanický průzkum**

Botanický průzkum jsem provedla ve všech třech úsecích (obrázek 45, příloha 6) vždy při návštěvách lokality, to je v cca měsíčních intervalech. Stejně tři úseky jako v hydrobiologickém rozboru jsem si vybrala z toho důvodu, že každý úsek má jiný charakter: úsek č. 1 se nachází v místě degradované iniciální říční krajiny, kde z břehových porostů téměř nic nezůstalo, v úseku č. 2 jsem chtěla botanicky zmapovat relativně zachovalou nivu potoka a úsek č. 3 se vyznačuje zahloubeným korytem protékajícím obcí, kde jsou břehové porosty značně redukovány. V úseku č. 1 jsem se zaměřila na rostliny rostoucí přímo v zahloubeném korytě Štáhelského potoka, respektive na polovegetačních tvárnících, kterými jsou břehy koryta zpevněny. V úseku č. 2 jsem si všímala rostlin v úzké nivě v okolí potoka a v úseku č. 3 jsem sledovala rostliny v břmě potoka. Cílem byl orientační kvalitativní botanický průzkum bylinného patra.

Většinu rostlin jsem určovala přímo v terénu za použití Klíče ke květeně České republiky (Kubát 2002) a botanické lupy. Rostliny, se kterými jsem si v terénu nevěděla rady, jsem herbářovala a určovala později pomocí celé řady určovacích klíčů a obrazových publikací (Deyl a Hisek 1980; Krejča 1993; Garms 1997; Grau a kol. 1998; Kubát 2002; Řepka 2007; Schauer 2008; Seidel 2008), ale také webových stránek

BioLib (BioLib 1999-2013). Neurčovala jsem sterilní trávy. Používané vědecké názvosloví respektuje nomenklaturu užívanou v Klíči ke květeně České republiky (Kubát 2002).

Z určených taxonů jsem vytvořila jejich systematický přehled a tabulku prezence a absence taxonů vyskytujících se v jednotlivých úsecích. Následně jsem spočítala koeficienty podobnosti (Sørensenův a Jaccardův, viz kapitola 3.7) pro jednotlivé úseky.

Dále jsem se zaměřila na mechorosty. Ty se ale nacházely pouze v úseku č. 2. Sbírala jsem je v květnu, červnu a především v listopadu. Převážně se nacházely na trouchnivějícím dřevě přímo v potoce nebo na břehu potoka. Odebrané mechorosty jsem umísťovala do papírových obálek k tomu určených a ty potom opatřovala popisem lokality, datem sběru a záznamem typu substrátu, na kterém se mechorost nacházel. Mechorosty jsem se pokusila určit za pomoci určovacích klíčů nebo jiných obrazových publikací (Kremer a Muhle 1998; Marbach a Kainz 2002; Kučera a Váňa 2005). S určováním mi laskavě pomohl RNDr. Zbyněk Hradílek, Ph.D. Tyto exikáty jsem poté zařadila do své sbírky mechorostů. Používané vědecké názvosloví mechorostů respektuje nomenklaturu užívanou na bryowebe (Mechorosty České republiky 2004-2009), který mi doporučil RNDr. Hradílek. Ze zjištěných taxonů mechorostů jsem následně vytvořila tabulku.

### **3.10 Návrh revitalizace mikropovodí Štáhelského potoka**

Při navrhování revitalizačních opatření v mikropovodí Štáhelského potoka jsem vycházela z několika zdrojů. Prvním z nich jsou všechny předcházející kapitoly, které alespoň částečně přispěly ke komplexnímu pohledu na celé mikropovodí, přičemž si samozřejmě uvědomuji, že to rozhodně není úplný přehled všech problémů, se kterými se můžeme v tomto území setkat.

Dále jsem vycházela z celé řady dostupné literatury, která se zabývá problematikou říční krajiny. Mnoho důležitých informací jsem našla v knihách Štěrby a kol. (2008), Králové (2001) a metodice Měkotové a Štěrby (2011). Samozřejmě jsem dále čerpala z literatury zabývající se revitalizacemi, úpravami vodních toků, ale také protierozními opatřeními. Problematikou revitalizací se zabývá např. Just a kol. (2003, 2005), Just (2010), Vrána a kol. (2004), ale také Šlezinger (2005, 2010). Ze zahraniční literatury týkající se revitalizací vodních toků jsem nahlédla do příručky Eiseltové a Biggse (1995). O problematice revitalizací se zmiňují také Šarapatka, Niggli a kol.



(2008), Sklenička (2003), Matoušková (2007) a Ehrlich a kol. (2005). Konečně problematikou protierozních opatření se zabývá Janeček a kol. (2008, 2012) a Sukop a kol. (2006).

Při umísťování konkrétních návrhů do prostoru jsem použila poznatky z odborných přednášek svého magisterského studia o říčních ekosystémech a jejich revitalizacích (přednášející: RNDr. Jarmila Měkotová, Ph.D. a Mgr. Jan Koutný, Ph.D.) a dále zkušenosti nabyté v rámci odborné praxe, kterou jsem absolvovala na Správě Chráněné krajinné oblasti Poodří a Krajském středisku Agentury ochrany přírody a krajiny ČR, Ostrava pod vedením vodáře Ing. et Ing. Filipa Šálka. Uplatnila jsem rovněž své praktické znalosti získané při realizaci projektu „Obnova krajinných struktur v okolí Břidličné“, na které jsem se v rámci činnosti Občanského sdružení Potůček podílela.

O nutnosti a důležitosti revitalizace v mikropovodí Štáhelského potoka vypovídají tyto skutečnosti vyplývající jak z předchozích kapitol, tak z terénního průzkumu a literatury:

- narušený vodní režim v mikropovodí Štáhelského potoka, který se projevuje značnou nevyrovnaností průtoků v potoce a jeho sezónním vysycháním především v horní části (viz kapitoly 4.5 a 4.7), přičemž nevyrovnanost průtoků v tocích je jednoznačně důvodem k revitalizaci jakéhokoli vodního toku (Benešová 2005; Šlezinger 2010)
- s tím souvisí negativní dopady odvodnění zemědělských ploch, nevhodná úprava koryta potoka, zkrácení jeho trasy (viz kapitola 4.1) a minimální retenční kapacita mikropovodí, tj. malá protipovodňová funkce krajiny, tyto okolnosti vedou ke zrychlenému odtoku vody z tohoto mikropovodí a vysoušení krajiny, což souvisí s povodňovým ohrožením obce ležící níže po toku (Langhammer 2007)
- přestože jsou nyní veškeré půdní bloky v mikropovodí zatravněny, jsou ohroženy erozí (viz kapitola 4.3), navíc poslední výzkumy ukazují, že díky tzv. „doškovému efektu“ je erozní ohrožení zatravněných pozemků ještě větší, než se předpokládalo (Cudlín a kol. 2002; Kvítek a Tipl 2003)
- půdní bloky jsou příliš rozsáhlé, což způsobuje, že struktura krajiny je hrubá, nedostatečně členěná mezemi a remízky, což vede ke snížení pestrosti biotopů, které jsou útočištěm mnohých živočichů a místem pro růst rostlin vytlačených z okolních zemědělsky využívaných pozemků

- z hlediska biodiverzity, ale také vodního režimu je velmi negativní zánik prameništěního mokřadu (viz kapitola 4.1), dále také mezí, břehové vegetace a křovinatých porostů kolem polních cest
- stromořadí podél polních cest a silnic jsou zanedbaná, tvořena dožívajícími dřevinami vyžadujícími obnovu a následnou péči
- nízká diverzita makrozoobentosu a jeho odlišný charakter (ve smyslu zastoupených způsobů výživy, pohybu atd.) ve srovnání s přírodními úseky odpovídajících potoků (viz kapitola 4.8) rovněž vybízí k revitalizaci potoka
- přítomnost suchomilných druhů rostlin v pramenné části potoka (viz kapitola 4.9) na místě zaniklého mokřadu je svědectvím úplné degradace prameniště
- konečně také z estetického a rekreačního hlediska je tato krajina spíše méně atraktivní, přestože jsou odsud výhledy na panorama Jeseníků

Cílem této kapitoly je navrhnout komplexní revitalizaci Štáhelského potoka včetně jeho mikropovodí, tedy navrhnout taková opatření, která povedou ke zlepšení ne zcela uspokojivého stavu tohoto mikropovodí. Samozřejmě, že napravit narušený vodní režim v povodí není jednoduchou záležitostí, ale právě drobné vodní toky, jako Štáhelský potok, a jejich mikropovodí jsou základem pro navození optimálních odtokových poměrů v celém širším území (Šlezinger 2010). Velkým pozitivem znamenajícím, že není potřeba řešit další problémy, je skutečnost, že voda v potoce vykazuje dobrou kvalitu. Měření fyzikálně-chemických vlastností vody (viz kapitola 4.5), stanovení rozpuštěných látek ve vodě (viz kapitola 4.6), ani vzorky zoobentosu (viz kapitola 4.8) totiž nevypovídaly o významnějším zatížení vody organickými ani jinými látkami. Nepotvrdilo se také ovlivnění kvality vody v potoce odpadními vodami z obce. Kromě kvality vody by mohl revitalizaci potoka ohrozit přísun erodovaného materiálu z povodí (Just a kol. 2005), který ale bude omezen návrhem protierozních opatření v rámci revitalizace.

V návrhu revitalizace operuji s několika pojmy, jejichž význam si dovoluji na tomto místě stručně shrnout. Stromořadím mám na mysli stromy vysazené souvisle v řadě podél komunikace, přičemž stromořadí plní zejména funkci estetickou a orientační (Madar a Pfeffer 1973). Mez je úzký pás terénu porostlý vegetací (ib.), meze musí být vhodně doplněny průlehy, jinak neplní protierozní funkci (Soukup 2006), která je v případě revitalizace mikropovodí Štáhelského potoka jejich hlavním účelem. Průleh je mělký příkop zpevněný pouze vegetací a slouží k zachycení, infiltraci a odvedení povrchového odtoku (ib.). Remízek je potom skupina dřevin nacházející se

v nelesní krajině (Kolektiv autorů 1998). Meze a remízky poskytují přirozené a trvalé útočiště volně žijícím živočichům, ale jsou také prostředím pro růst rostlin (Madar a Pfeffer 1973). Činčura (1985) zdůrazňuje, že meze a remízky jsou významným úkrytem ptáků. Tůně jsou dle Justa (2003) prohlubně zaplněné vodou. Bývají plytké a rychle se zazemňují (Hartman a kol. 2005). Kromě toho, že zvyšují retenční kapacitu území, podílí se také na zvýšení biodiverzity, neboť jsou prostředím mnohých rostlin a živočichů (Just 2003). Mokřad je území, ve kterém se hladina vody nachází v úrovni povrchu terénu nebo blízko něho, přičemž mají vysokou ekologickou hodnotu a v pramenných oblastech slouží především k zadržení vody (Soukup 2006), Pokorný a Lhotský (2005) dále akcentují význam mokřadů v hydrologickém režimu a zvlhčování místního klimatu a Just a kol. (2005) zdůrazňuje, že tato prostředí jsou typická velmi vysokou biodiverzitou. Na březích potoků a řek nalezneme břehové a doprovodné porosty, které jsou přirozenou součástí koryt vodních toků a jejich niv (Just a kol. 2005).

Při návrzích druhové skladby mezí, remízků, stromořadí, ale také břehových a doprovodných porostů jsem pracovala s programem Arboreus 1.0 (VÚKOZ 2013). Tento software je přímo určen k navrhování druhové skladby domácích dřevin ČR do zemědělské krajiny, pracuje s geobotanickou mapou potenciální přirozené vegetace ČR v měřítku 1:200 000 a podává informace o dřevinách, jež jsou v jednotlivých oblastech na konkrétních stanovištích původní a které je tedy možno zahrnout do nové výsadby.

## 4 Výsledky

### 4.1 Historická trasa Štáhelského potoka a využití území v jeho mikropovodí v minulosti

#### 4.1.1 Historická trasa Štáhelského potoka

Srovnáním současné a historické trasy potoka z 1. poloviny 20. století (obrázek 21, příloha 2) můžeme sledovat určité změny. Délka Štáhelského potoka byla v minulosti dle mapy Pozemkového katastru 2592 m, zatímco v současnosti je potok dlouhý 2408 m. Můžeme tedy říci, že potok byl zkrácen o 184 m, což činí 7 % jeho původní délky.

Při popisu dalších změn začneme pramennou oblastí ve V části mikropovodí. Z obrázku je zřejmé, že potok v minulosti plynule navazoval na pramenišní mokřad a měl zde dokonce dvě zdrojnice. Kdybychom si historickou trasu potoka nazvětšovali, viděli bychom nápadné vinutí, což na obrázku v rozlišení použitelném pro tisk není příliš zřejmé. Když se zaměříme na současný stav této části sledovaného území, zjistíme, že celá pramenná část byla odvodněna podzemním drenážním systémem, včetně levé zdrojnice, která byla převedena pod zem, a pramenišní mokřad zanikl. V terénu je dnes především v období tání sněhu v místě levé zdrojnice patrný povrchový odtok vody, protože drenážní systém již není zcela funkční, což je důležité nejen jako doklad, ale zejména jako podnět, pro případnou revitalizaci tohoto území. V blízkosti potoka je zhruba v místě někdejší levé zdrojnice umístěna kontrolní šachtice. Aby mohla drenáž vyústit do koryta potoka, byl potok zahlouben. Můžeme také jasně vidět, že potok byl uměle prodloužen až k polní cestě, pod kterou z propustku vytéká voda z drenážního systému. Trasa potoka je v této části přímá.

Když se zaměříme na další část potoka, zjistíme, že obě trasy (historická i současná) se víceméně shodují až na to, že se Štáhelský potok v minulosti více klikatil (alespoň v jeho horní a střední části). Od soutoku potoka s jeho bezejmenným pravostranným přítokem až k ústí do řeky Moravice se obě trasy (historická i současná) zcela shodují. Když se potom podíváme na dráhy soustředěného odtoku v mikropovodí (obrázek 22, příloha 2), tak nás toto zjištění nemusí překvapovat. Morfologie terénu totiž jinou trasu potoku neumožňuje. Uvedený grafický výstup vznikl jako dílčí výsledek při modelování potenciální vodní eroze (viz kapitola 3.3).

Co se týče pravostranného přítoku Štáhelského potoka, jeho trasu jsem v mapě Pozemkového katastru ve spodní třetině dnešní délky ztratila. Naskýtají se zde dvě vysvětlení – buď linie koryta v mapě splývala s hranicemi pozemků, a já jsem ji nemohla identifikovat, nebo přítok v té době neměl své stále vymezené koryto a byl jako systém pramenných stružek součástí plochy mokřadu, na který následně navazoval. Co se týká rozšíření mokřadů v minulosti, jak je ukazuje obrázek 21, do dnešní doby se jejich plocha nedochovala, tyto pozemky jsou nyní většinou odvodněny. Uvedenými výsledky se budu inspirovat následně při navrhování revitalizace Štáhelského potoka a jeho povodí.

#### **4.1.2 Historické využití území v mikropovodí Štáhelského potoka**

Jak vypadalo mikropovodí Štáhelského potoka v době II. vojenského mapování, ukazuje obrázek 19 v příloze 2. Můžeme opravdu vidět, že rozloha lesů není nijak velká, jsou rozšířeny především na svazích na levém břehu potoka a jeho pravostranného přítoku. Místy se potom lesní porosty vyskytují v drobných izolovaných ploškách. Bohužel ale nemáme k dispozici starší podklad, který by nám umožňoval říci, v jak velkém rozsahu se plocha lesů do doby II. vojenského mapování zmenšila. Dále vidíme, že potok je doprovázen trvalými travními porosty (dále jen TTP) v podobě potoční nivy, která se v největší míře vyskytuje v pramenné oblasti potoka. Ve zbylém území je orná půda. Obec se nachází poblíž ústí Štáhelského potoka do řeky Moravice a v mapě není příliš patrná. Když to srovnáme s mapou III. vojenského mapování (obrázek 20, příloha 2), zjistíme, že rozloha lesa zůstala zachována, zatímco potoční nivy zde již nejsou patrné. Zato jednotlivé domy jsou v této mapě již zřetelné a můžeme vidět, že jsou rozmístěny především podél přítoku Štáhelského potoka a poté dále směrem k soutoku s řekou Moravicí. Toto rozmístění zástavby se od doby III. vojenského mapování podstatně nezměnilo a je prakticky totožné se současným stavem. Oproti současnosti byly v obou zmíněných historických mapových zastoupeny lesy co do plochy v poněkud menší míře.

## **4.2 Aktuální land use v mikropovodí Štáhelského potoka**

Při prolnutí CORINE 1990 s vymezeným mikropovodím a Štáhelským potokem (obrázek 23, příloha 3) můžeme vidět, že kolem roku 1990 zhruba poloviční část tohoto mikropovodí zaujímala nezavlažovaná orná půda. Potok byl doprovázen jehličnatými lesy a zemědělskými plochami s přirozenou vegetací. Okrajově se potom v mikropovodí vyskytovaly louky a pastviny.

Po prohlédnutí CORINE 2000 (obrázek 24, příloha 3), tj. krajinného pokryvu kolem roku 2000, zjistíme, že v daném mikropovodí cca 50 % plochy zaujímaly louky a pastviny. Dále zde kolem potoka zůstávají jehličnaté lesy a zemědělské plochy s přirozenou vegetací.

CORINE 2006 na obrázku 25 v příloze 3 ukazuje, že louky a pastviny i nadále zaujímají větší plochu mikropovodí. Zároveň zůstaly zachovány jehličnaté lesy a zemědělské plochy s přirozenou vegetací. Nově se zde objevuje kategorie nízkého lesního porostu, který sem zasahuje z okolního území pouze svou S částí.

Když se zaměříme na změny krajinného pokryvu mezi mapováními CORINE 1990 a 2000 (obrázek 26, příloha 3), zjistíme, že jediná změna, která se v mikropovodí Štáhelského potoka odehrála, spočívala v přechodu kategorie nezavlažované orné půdy do kategorie louky a pastviny. Mezi CORINE 2000 a 2006 (obrázek 27, příloha 3) se také udála jedna změna. Šlo o přechod drobné části jinak rozsáhlejšího porostu zasahujícího do mikropovodí z J z kategorie jehličnatý les do kategorie nízký lesní porost. Tento obrázek také ukazuje, že mezi CORINE 2000 a 2006 se lesní enkláva v S části mikropovodí posunula z kategorie nízkého porostu v lese do kategorie jehličnatý les, přestože na obrázcích 24 a 25 (příloha 3) tato změna není barevně vyznačena. Tato nesrovnalost je pravděpodobně způsobena chybou v barvě této lesní enklávy.

Rozborem aktuálního land use jsem zjistila, že v mikropovodí Štáhelského potoka můžeme rozlišit celkem 13 kategorií typů využití území, jak ukazuje obrázek 28 v příloze 3. Z plošných prvků jsou v největší míře zastoupeny TTP, které zároveň zaujímají téměř 4/5 výměry celého mikropovodí, a hned poté lesní půda. Dále se zde můžeme setkat se sady a zahradami (v tomto případě půjde spíše o zahrady), které se nacházejí roztroušeně v jižní části mikropovodí, a rodinnými domy. Orná půda se zde nachází pouze v podobě malé plošky. Nalezneme zde také hřbitov a účelovou zástavbu v podobě zemního vodojemu, čistírny odpadních vod a průmyslového podniku.

Z liniových prvků land use jsou v mikropovodí zastoupeny tyto kategorie: vodní tok – Štáhelský potok, dále cestní síť v podobě pěšin, cest a silnic (silnice I. třídy č. 11), přítomny jsou také mosty a v krajině místy také liniová vegetace.

### **4.3 Modelování potenciální vodní eroze v mikropovodí Štáhelského potoka**

Dílčím výsledkem při modelování potenciální vodní eroze v mikropovodí Štáhelského potoka je zajímavý grafický výstup znázorňující svažitosť v tomto území (obrázek 29, příloha 4). Na tomto obrázku je dobře patrné, kde se nacházejí nejpříkřejší svahy (označeny červeně). Vidíme, že obklopují celý potok a že údolní niva potoka je úzká a hluboce zařezaná. Výsledné hodnoty průměrné dlouhodobé ztráty půdy vodní erozí na půdních blocích ve vymezeném mikropovodí graficky znázorňuje obrázek 30 v příloze 4. Na tomto obrázku se v rámci mikropovodí vyskytují bílé plochy, které nejsou půdními bloky, tudíž na nich erozní ohroženost nebyla hodnocena. Jedná se o území pokrytá lesem. Výsledné hodnoty potenciální ztráty půdy se pohybují v rozmezí 0-11 t.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup>. Toto rozmezí program rozdělil celkem do pěti kategorií, přičemž plošně jsou nejvíce zastoupeny první a druhá kategorie, tedy erozní smyv od 0 do 0,65 t.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup>. Vyšších hodnot je dosaženo na pozemcích v blízkosti potoka. Nejvyšší výsledné hodnoty (na obrázku červeně) představují ztrátu půdy 3,7-11 t.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup>. Navrhovaná protierozní opatření na základě těchto výsledků a jejich diskuse budou probána v kapitole 4.10.

### **4.4 Výpočet koeficientu ekologické stability pro mikropovodí Štáhelského potoka**

Do výběru vrstev pro výpočet koeficientu ekologické stability jsem zahrнула pouze ty vrstvy, které reprezentují plošné krajinné prvky, protože u nich je zjistitelný údaj o jejich výměře. Liniové krajinné prvky jako silnice, polní cesty, Štáhelský potok apod., jsem tedy nebrala v úvahu z toho důvodu, že u nich nelze zjistit údaje o ploše, kterou zaujímají. Vybrané plochy, které dále sloužily k výpočtu koeficientu, jsou graficky znázorněny na obrázku 31 v příloze 5. Z výběru tedy vyplynulo, že v mikropovodí Štáhelského potoka je přítomno celkem 6 typů ploch, které společně s jejich stabilitou a výměrami představuje následující tabulka:

**Tabulka 1 Údaje pro výpočet koeficientu ekologické stability**

Charakter využití plochy	Stabilita plochy	
	S – stabilní	Výměra plochy
	L – labilní	[m <sup>2</sup> ]
Trvalý travní porost	S	1910219,743
Les	S	465615,89
Orná půda	L	3239,708824
Zahrady s rodinnými domy	L	32948,47231
Účelová zástavba	L	1030,446961
Hřbitov	L	1396,255473

Součet výměr jednotlivých ploch odpovídá celkové ploše povodí, která činí 2414450,5178 m<sup>2</sup>, což je ca 2,4 km<sup>2</sup>. Po dosazení uvedených výměr do vzorce  $K_{es}=S/L$  a výpočtu dojdeme k výsledku 61,53, který jsem zaokrouhlila na dvě desetinná místa.

## **4.5 Měření vybraných fyzikálních a chemických vlastností vody**

Z hodnot veličin naměřených v jednotlivých vytyčených bodech úseků č. 1, 2 a 3 jsem vytvořila souborné tabulky (tabulka 16, 17 a 18, příloha 7), ze kterých jsem vycházela při tvorbě grafů. Jediný úsek č. 2 v průběhu roku 2012 nevysychal. Úsek č. 3 vyschl pouze v měsíci září, zatímco úsek č. 1 byl bez vody několik měsíců a to od července až do listopadu.

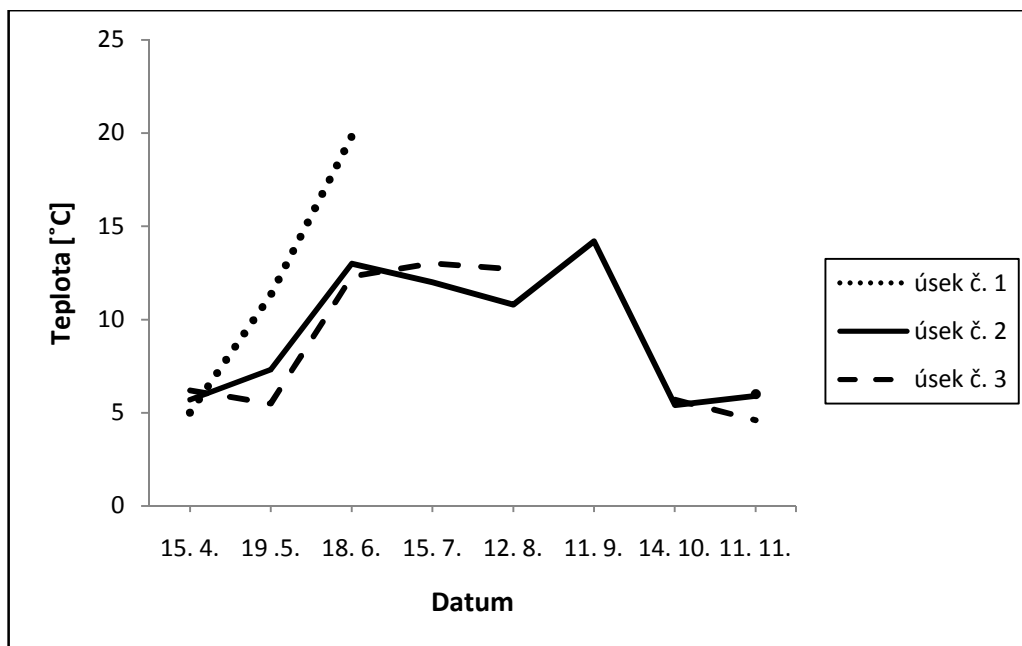
### **4.5.1 Fyzikální vlastnosti vody**

#### **4.5.1.1 Teplota vody**

Nemůžeme říci, že z hlediska chodu teplot, všechny tři úseky vykazují stejný průběh (graf 1). Naměřené hodnoty jsou ve všech úsecích podobné pouze při měření v dubnu, říjnu a listopadu. Jde o relativně nízké teploty (kolem 4-6°C). V ostatních měsících jsou naměřené hodnoty vyšší a výrazně se od sebe liší. Úseky č. 2 a 3 se v chodu teplot podobají (rozdíly teplot jsou v rozmezí 0,3-1,9°C), zatímco úsek č. 1 se odlišuje mnohem více (o 4 a 6,8°C). Z důvodu chybějících hodnot v důsledku vyschnutí úseku č. 1 a 3, je obtížné vystihnout nějaký trend v těchto datech.

Minimální naměřená teplota byla 4,6°C v listopadu roku 2012 v úseku č. 3. Druhá nejnižší teplota (5°C) byla zaznamenána v úseku č. 1 v dubnu. Nejvyšší teplota byla změřena v úseku č. 1 v červnu. Bylo to 19,8°C.



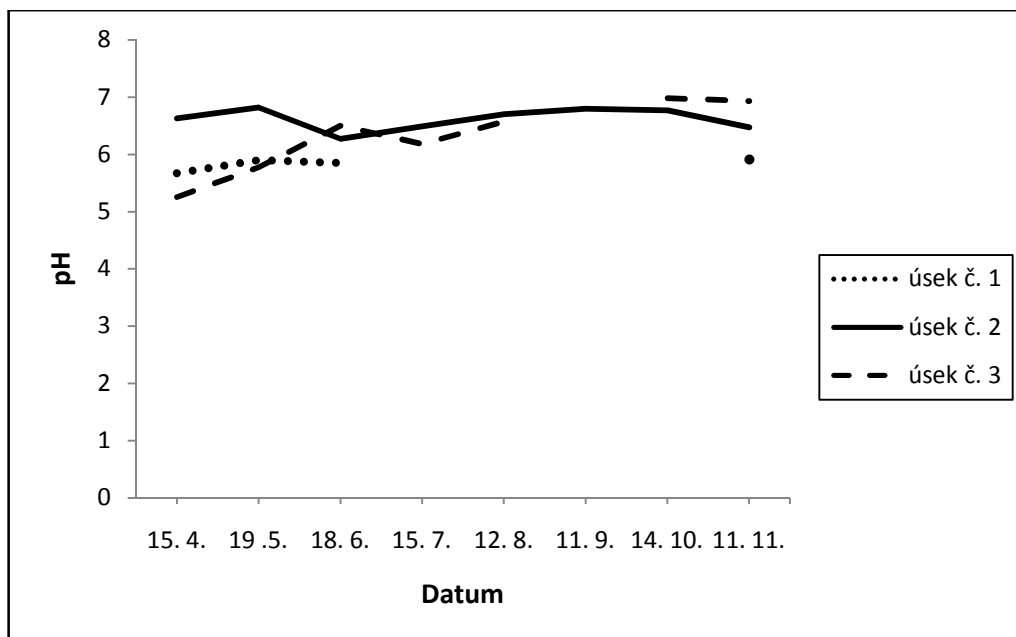


Graf 1 Průběh teploty vody v jednotlivých bodech úseků č. 1, 2 a 3 v roce 2012

## 4.5.2 Chemické vlastnosti vody

### 4.5.2.1 Reakce vody - pH

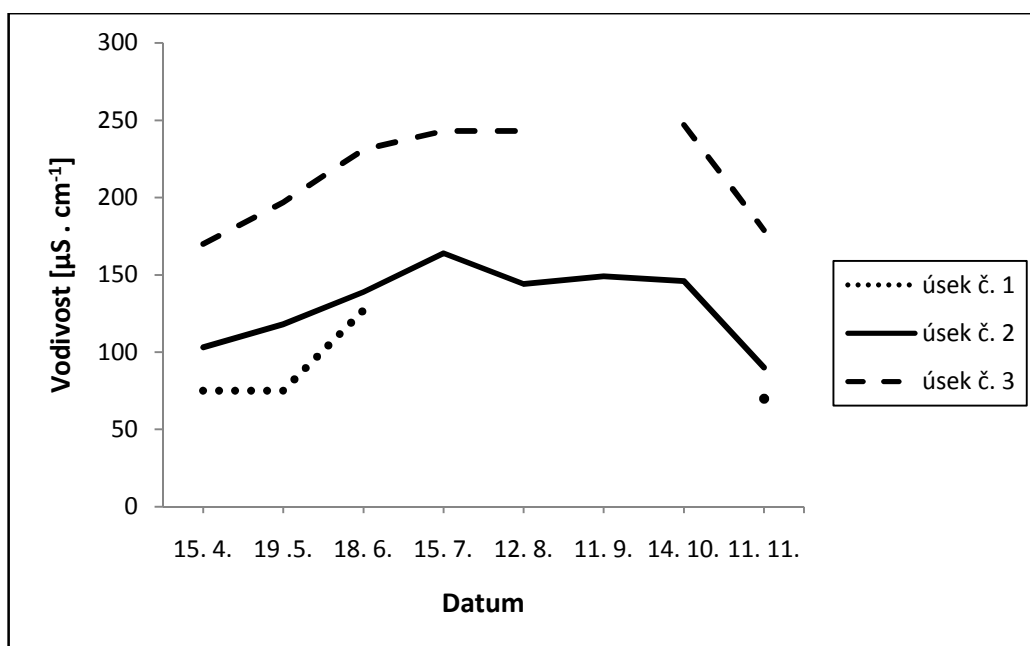
Naměřené hodnoty pH vody v jednotlivých úsecích vykazují přibližně stejný průběh, pH se pohybovalo v rozmezí zhruba od 5 do 7 (graf 2). Obecně můžeme říci, že voda ve Štáhelském potoce je mírně kyselá až neutrální. V úseku č. 1 se hodnoty pH pohybovaly v rozmezí od 5,67 (duben) do 5,91 (listopad). Rozdíl je tedy pouhých 0,24, nutno ale podotknout, že v tomto úseku chybí čtyři údaje o pH vody z důvodu vyschnutí potoka. Úsek č. 2 vykazoval pH od 6,27 (červen) do 6,82 (květen). Rozdíl v tomto úseku naměřených hodnot pH je tedy 0,55. Úsek č. 3 se vyznačuje největším rozsahem hodnot pH, je to 1,73. Nejnižší naměřené pH v tomto úseku mělo hodnotu 5,25 (duben) a nejvyšší 6,98 (říjen). Obě extrémní naměřené hodnoty pH – minimální i maximální – byly ze všech úseků naměřeny v úseku č. 3.



Graf 2 Průběh pH vody v jednotlivých bodech úseků č. 1, 2 a 3 v roce 2012

#### 4.5.2.2 Konduktivita

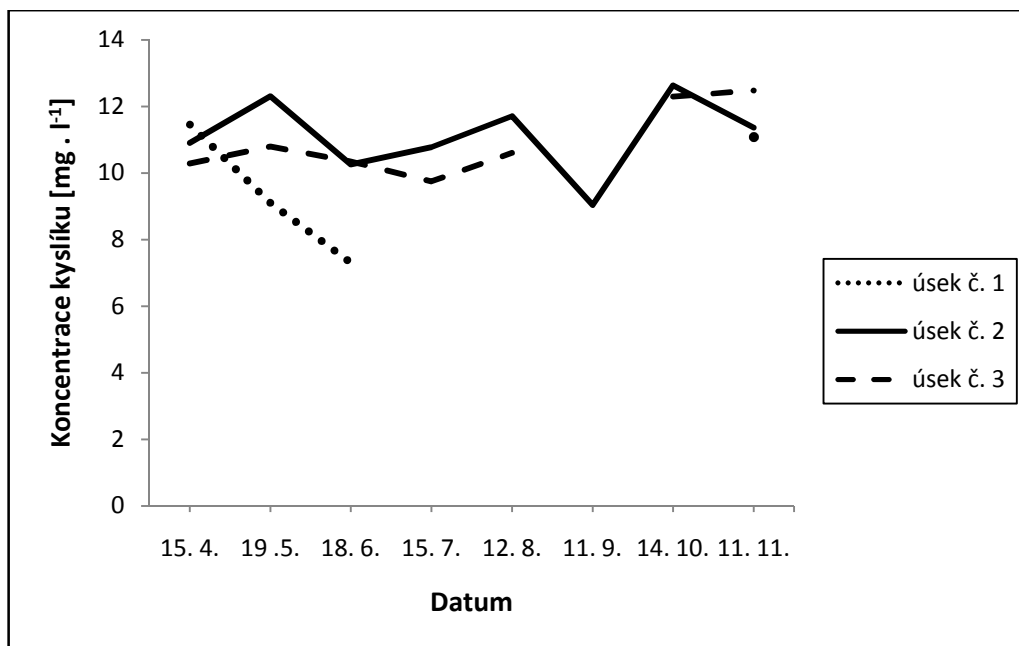
Naměřené hodnoty vodivosti vody v jednotlivých úsecích se nepřekrývají (graf 3). Nejnižší vodivostí se vyznačuje úsek č. 1, kde nejmenší naměřenou hodnotou bylo  $70 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (listopad) a nejvyšší  $127 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (červen). Ovšem i zde mi chybějící data v důsledku vyschnutí této části potoka neumožňují udělat si představu o vývoji těchto hodnot v čase. Na základě nastoupeného trendu a ve srovnání s trendy ostatních úseků, se mohu pouze domnívat, že by hodnoty vodivosti v tomto úseku přes léto nadále rostly a na podzim klesaly a pravděpodobně by došlo k překryvu s hodnotami naměřenými v úseku č. 2. V úseku č. 2 se hodnoty vodivosti vody pohybovaly v rozmezí od  $90 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (listopad) do  $164 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (červenec) a v úseku č. 3 od  $170 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (duben) do  $247 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (říjen). Úsek č. 3 je úsekem s nejvyššími naměřenými hodnotami vodivosti vody.



Graf 3 Průběh vodivosti vody v jednotlivých bodech úseků č. 1, 2 a 3 v roce 2012

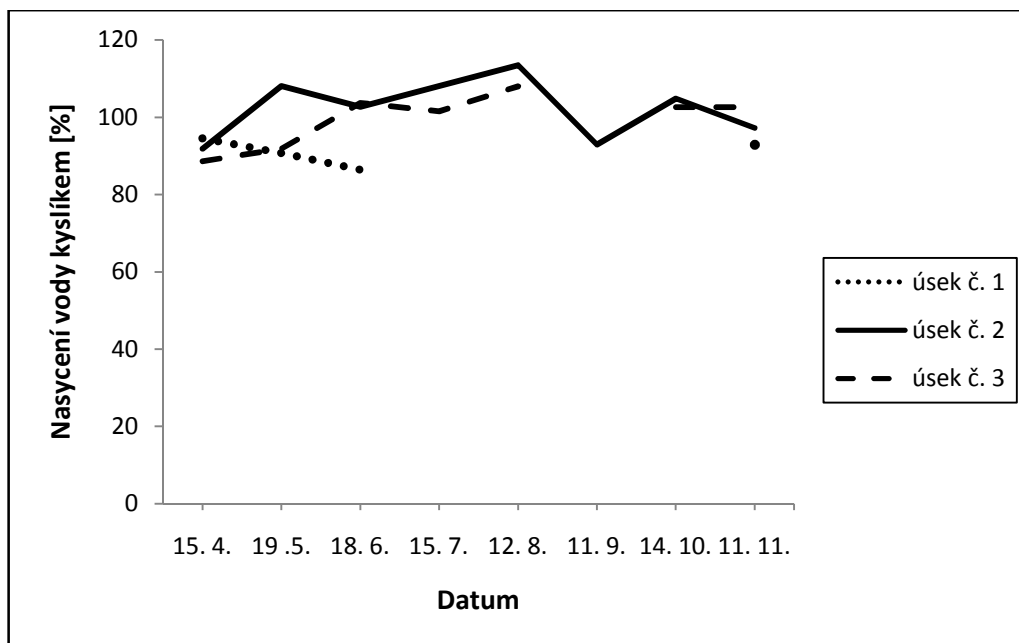
#### 4.5.2.3 Kyslík

Naměřené hodnoty množství kyslíku rozpuštěného ve vodě (graf 4) kolísaly v úseku č. 1 v rozmezí od  $7,3 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  (červen) do  $11,45 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  (duben), v úseku č. 2 od  $9,03 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  (září) do  $12,63 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  (říjen) a v úseku č. 3 od  $9,75 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  (červenec) do  $12,48 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  (listopad). Nejnižší naměřenou hodnotou bylo  $7,3 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  v úseku č. 1 (červen) a nejvyšší  $12,63 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  v úseku č. 2 (říjen). U úseku č. 1 nemůžeme kvůli chybějícím údajům posoudit dynamiku kolísání množství kyslíku rozpuštěného ve vodě. Největší rozkolísanost v hodnotách koncentrace kyslíku vykazuje úsek č. 2.



**Graf 4 Průběh koncentrace kyslíku ve vodě v jednotlivých bodech úseků č. 1, 2 a 3 v roce 2012**

Průběh křivek nasycení vody kyslíkem (graf 5) je zhruba podobný jako průběh křivek znázorňujících množství kyslíku rozpuštěného ve vodě (graf 4). Výpočet procenta nasycení vody kyslíkem zohledňuje vedle množství kyslíku rozpuštěného ve vodě ještě teplotu vody a nadmořskou výšku, z tohoto důvodu se oba grafy mírně liší. V průběhu měření kolísaly hodnoty procenta nasycení vody kyslíkem v úseku č. 1 od 86,4 % (červen) do 94,5 % (duben), v úseku č. 2 od 91,8 % (duben) do 113,4 % (srpen) a v úseku č. 3 od 88,56 % (duben) do 103,68 % (červen).



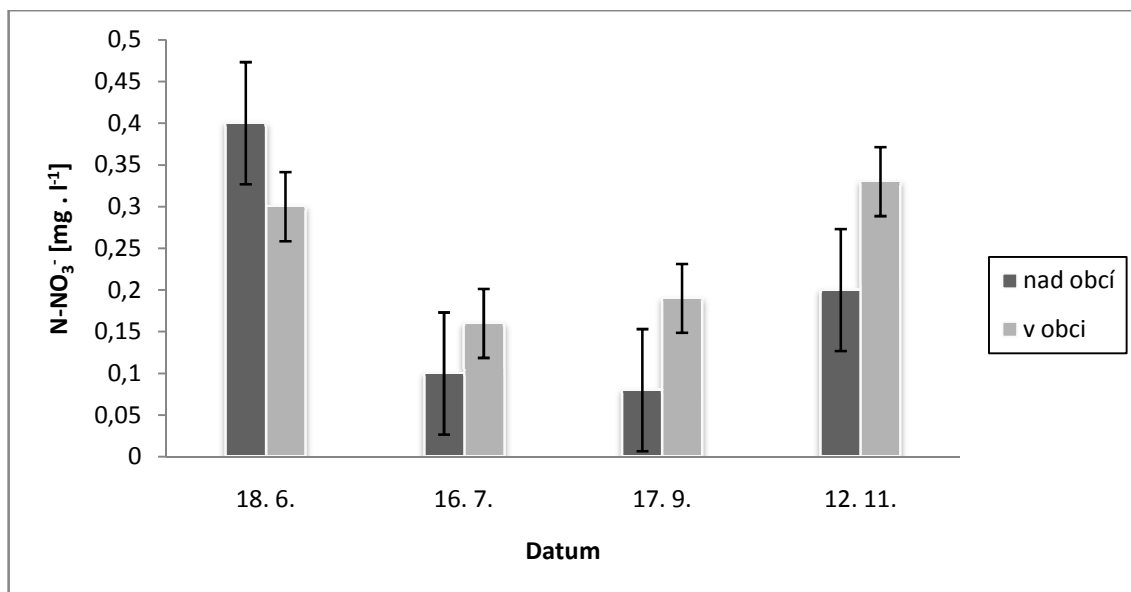
Graf 5 Průběh nasycení vody kyslíkem v jednotlivých bodech úseků č. 1, 2 a 3 v roce 2012

#### 4.6 Stanovení koncentrace dusičnanového a amoniakálního dusíku a fosforečnanů ve vodě Štáhelského potoka

Z výsledných hodnot koncentrací sledovaných látek rozpuštěných ve vodě Štáhelského potoka jsem sestavila tabulku, která je uvedena v Příloze 8. Údaje z tabulky jsem použila při tvorbě grafů.

##### 4.6.1 Stanovení dusičnanového dusíku

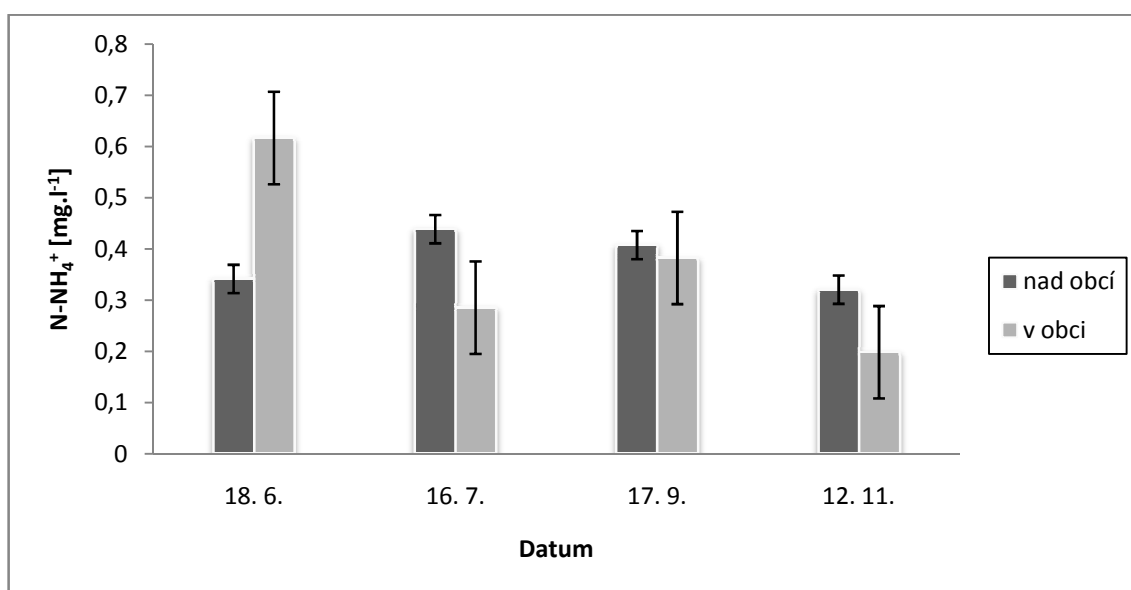
Z následujícího grafu (graf 6) vyplývá, že koncentrace dusičnanového dusíku ve vodě Štáhelského potoka se v čase mění. Zároveň si můžeme všimnout, že zjištěné hodnoty jsou velmi nízké – maximální zjištěné hodnoty nedosahují ani  $0,5 \text{ mg.l}^{-1} \text{ N-NO}_3^-$ . Pouze v jednom případě (18. června) zjištěné hodnoty koncentrace dusičnanového dusíku v odběrovém bodě nad obcí převyšovaly koncentrace naměřené ve vodě z odběrového bodu v obci. Nejvyšší hodnoty byly zjištěny v měsíci červnu a listopadu, naopak nejnižší v červenci a září.



Graf 6 Výsledné koncentrace dusičnanového dusíku

#### 4.6.2 Stanovení amoniakálního dusíku

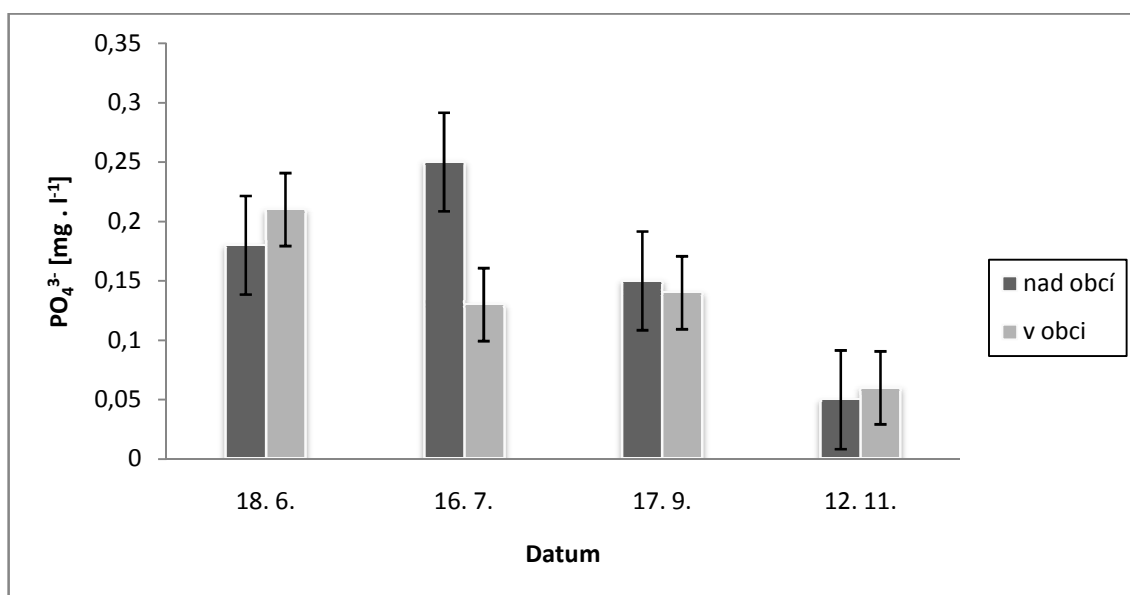
Výsledné hodnoty koncentrací amoniakálního dusíku oscilují mezi cca 0,2 a 0,6 N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> mg.l<sup>-1</sup>, přičemž obě tyto hodnoty byly zjištěny v odběrovém bodě v obci. Hodnoty zjištěné v odběrovém bodě nad obcí vykazují vyrovnanější průběh, pohybují se v rozmezí od 0,32 až 0,44 mg.l<sup>-1</sup>. Pouze v jednom případě převýšila koncentrace amoniakálního dusíku v odběrovém bodě v obci hodnotu zjištěnou v odběrovém bodě nad obcí. Výsledné hodnoty obsahu amoniakálního dusíku ve vodě Štáhelského potoka zobrazuje následující graf 7.



Graf 7 Výsledné koncentrace amoniakálního dusíku

### 4.6.3 Stanovení fosforečnanů

Z dalšího grafu (graf 8) vyplývá, že koncentrace fosforečnanů ve Štáhelském potoce nejsou příliš vysoké. Zjištěné hodnoty se pohybují v rozmezí od 0,05 do 0,25 mg.l<sup>-1</sup> PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, přičemž obě tyto hodnoty byly zjištěny v odběrovém bodě nad obcí. Nejvyšších hodnot v odběrovém bodě nad obcí bylo dosaženo v červenci, nejnižších v listopadu, zatímco u odběrového bodu v obci byly nejvyšší hodnoty zjištěny v červnu a nejnižší rovněž v listopadu.



Graf 8 Výsledné koncentrace fosforečnanů

### 4.7 Hydrobiologický rozbor

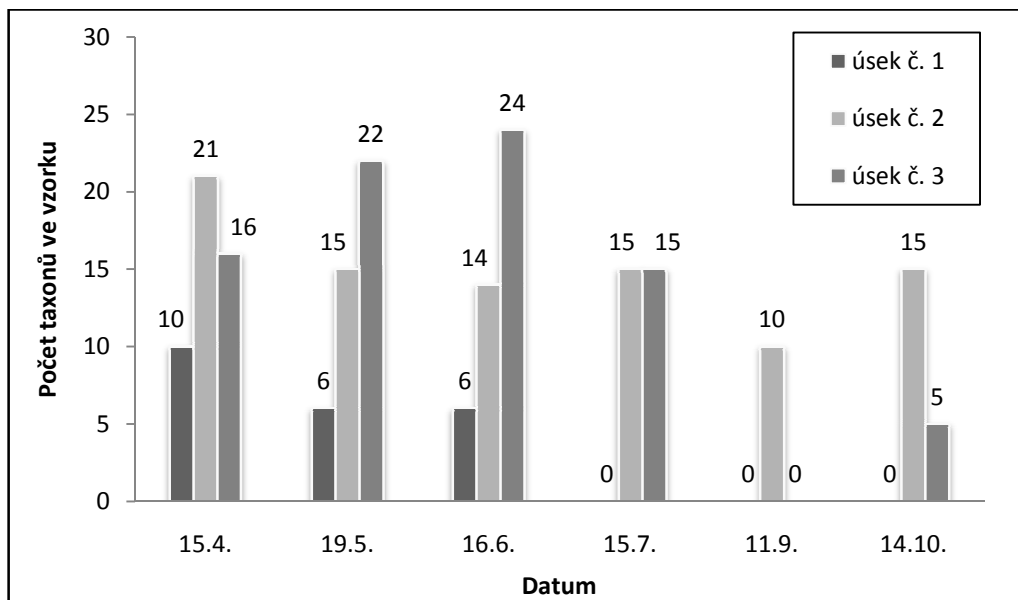
Ve Štáhelském potoce jsem při provedených šesti odběrech ve třech úsecích našla celkem 53 taxonů makrozoobentosu. V úseku č. 1 jich bylo pouze 15, úsek č. 2 byl bohatší, napočítala jsem zde 31 taxonů a v úseku č. 3 byla diverzita nejvyšší, zjistila jsem zde 40 taxonů. Všechny zjištěné taxony ukazuje následující tabulka. Systematické zařazení jednotlivých taxonů je v příloze 9, kde jsou rovněž uvedeny tabulky s počty jedinců zjištěných při jednotlivých odběrech.

**Tabulka 2** Prezence (značka ●) a absence (bez značky) taxonů v jednotlivých úsecích

Taxon	Úsek č. 1	Úsek č. 2	Úsek č. 3
<i>Dugesia gonocephala</i> (Dugès, 1830)		●	●
<i>Pisidium</i> sp.	●	●	
<i>Ancylus fluviatilis</i> O. F. Müller, 1774			●
<i>Gyraulus</i> sp.			●
<i>Radix</i> sp.			●
<i>Eiseniella tetraedra</i> (Savigny, 1826)	●	●	●
<i>Stylodrilus heringianus</i> Claparède, 1862	●		●
<i>Tubificidae</i>		●	●
<i>Erpobdella octoculata</i> (Linnaeus, 1758)			●
<i>Argyroneta aquatica</i> (Clerck, 1758)			●
<i>Gammarus fossarum</i> Koch, in Panzer, 1835	●	●	●
<i>Baetidae</i> Leach, 1815		●	●
<i>Heptageniidae</i>		●	●
<i>Ecdyonurus</i> sp.		●	●
<i>Ephemerellidae</i>		●	●
<i>Leptophlebiidae</i>		●	
<i>Paraleptophlebia</i> sp.		●	
<i>Perlodidae</i>	●		
<i>Perlodes microcephalus</i> (Pictet, 1833)			●
<i>Chloroperlidae</i>		●	
<i>Nemouridae</i>	●	●	●
<i>Leuctridae</i>		●	
<i>Veliidae</i> Brullé, 1836			●
<i>Velia saulii</i> Tamanini, 1947			●
<i>Sialis fuliginosa</i> Pictet, 1836		●	
<i>Rhyacophilidae</i> Stephens, 1836		●	
<i>Glossosomatidae</i> Wallengren, 1891			●
<i>Hydropsychidae</i>			●
<i>Polycentropidae</i> G Ulmer, 1903	●	●	●
<i>Limnephilidae</i> F Kolenati, 1848	●	●	●
<i>Lepidostomatidae</i> G Ulmer, 1903	●		
<i>Sericostomatidae</i> Stephens, 1836	●	●	●
<i>Odontoceridae</i>		●	●
<i>Tipulidae</i> Latreille, 1802			●
<i>Limoniidae</i> Rondani, 1856	●	●	●
<i>Pedicia</i> sp.		●	
<i>Dicranota</i> sp.			●
<i>Ptychopteridae</i> Osten Sacken, 1862		●	
<i>Psychodidae</i> Bigot, 1854			●
<i>Dixa</i> sp.			●
<i>Culicidae</i> Stephens, 1829		●	●
<i>Ceratopogonidae</i> Grassi, 1900		●	●
<i>Chironomidae</i> Erichson, 1841	●	●	●
<i>Simuliidae</i> Newman, 1834	●	●	
<i>Simulium</i> sp.			●
<i>Anisopodidae</i> Edwards, 1921		●	
<i>Elmidae</i> Curtis, 1830		●	●
<i>Elmis</i> sp.			●
<i>Limnius</i> sp.			●
<i>Dytiscidae</i> Leach, 1815	●	●	●
<i>Platambus maculatus</i> (Linnaeus, 1758)			●
<i>Scirtidae</i> Fleming, 1821	●	●	●
<i>Hydrophilidae</i> Latreille, 1802			●



Celkové počty taxonů zjištěné v jednotlivých vzorcích shrnuje následující graf. Z uvedeného grafu vyplývá, že úsek č. 2 je, na rozdíl od ostatních úseků, charakteristický relativně vyrovnaným počtem taxonů, které se v něm v průběhu roku nacházely. V úseku č. 3 počet taxonů nápadně kolísal a v úseku č. 1 bylo přítomných taxonů velmi málo, v důsledku vyschnutí celé horní části potoka potom žádné.



Graf 9 Celkový počet taxonů ve vzorcích odebraných v průběhu roku 2012

Dne 15. dubna (tabulka 20, příloha 9) jsem našla celkem 30 taxonů makrozoobentosu a celkový počet jedinců byl 1143. Blešivec potoční (*Gammarus fossarum*) byl vzhledem k počtům jedinců ostatních skupin rozšířen masově ve všech třech úsecích. Vysoké počty jedinců měly v úseku č. 2 a 3 také jepice čeledi *Baetidae*. V úseku č. 3 potom dosáhli vyššího počtu brouci náležící do čeledi *Scirtidae*.

V květnu (tabulka 21, příloha 9) jsem v potoce zjistila 28 taxonů. Celkový počet odchycených jedinců byl vůbec nejvyšší a činil 1602 jedinců. Také v tomto odběru byl nejpočetnější blešivec potoční a to s obrovským odstupem od počtu jedinců ostatních taxonů, které byly zastoupeny v zanedbatelných počtech.

Ve Štáhelském potoce jsem v červnu (tabulka 22, příloha 9) zjistila celkem 30 taxonů. Celkový počet odlovených jedinců činil 1103. Kromě blešivců opět nedosáhly počty ostatních taxonů významnějších hodnot. Zajímavý je pokles počtu ulovených blešivců v úseku č. 2 pod počty jedinců ulovených v úsecích č. 1 a 3.

V červenci vyschla horní část potoka, tedy i úsek č. 1, můžeme tedy srovnávat pouze zbylé dva úseky (tabulka 23, příloha 9). Celkem jsem 15. 7. odebrala z potoka 24 taxonů. Pozorovala jsem značný úbytek počtu jedinců v úseku č. 3. Celkový počet jedinců činil 387. Nejvyšší početnosti opět v úseku č. 2 dosáhl blešivec potoční, zatímco v úseku č. 3 nebyl žádný taxon zastoupen ve významnějším množství a blešivec se ve vzorku vyskytl pouze v počtu 2 jedinců!

V září vyschly dvě části potoka – horní a dolní. Voda byla pouze v prostředním úseku č. 2, kde jsem zjistila 338 jedinců náležících do 10 taxonů (tabulka 24, příloha 9). Velkou část z tohoto množství představoval blešivec potoční. Ostatní taxony byly opět zastoupeny v zanedbatelném množství.

Při posledním odběru vzorků pro hydrobiologický rozbor dne 14. 10. (tabulka 25, příloha 9) byl úsek č. 1 stále bez vody. Ve zbylých úsecích jsem našla celkem 17 taxonů. Celkový počet odebraných jedinců byl 394. Blešivec potoční byl nejvíce zastoupen v úseku č. 2. V úseku č. 3 bylo 5 taxonů zastoupeno v zanedbatelném počtu jedinců.

Z výše uvedených informací vyplývá, že nejvyšší diverzita taxonů i početnost jedinců je ve Štáhelském potoce v jarním období (tj. v měsících duben, květen a červen) a přes léto směrem k podzimu hodnoty těchto charakteristik klesají. Pokles je zhruba poloviční v případě počtu taxonů a téměř dvoutřetinový v počtu ulovených jedinců, přičemž ve všech případech poutá pozornost vysoká početnost blešivce, která výrazně převyšuje početnost zbývajících zjištěných taxonů.

Kromě taxonů uvedených v tabulkách, jsem také v úseku č. 1 a 3 odlovila několik jedinců měkkýše - jantarku obecnou (*Succinea putris* (Linnaeus, 1758)), která však není vodní, ale běžně se vyskytuje ve vegetaci v blízkosti vod. Dále také pavouka čelistnatku rákosní (*Tetragnatha extensa* (Linnaeus, 1758)), která pravděpodobně spadla do sítě z bylinné vegetace nad vodou potoka při prolovování tohoto habitatu.

Následující tabulka ukazuje výsledky výpočtu koeficientů similarity pro jednotlivé dvojice úseků. Zjistila jsem, že jednotlivé úseky si jsou dle Sørensenova koeficientu vzájemně podobné z hlediska zastoupených taxonů z 33,2 % a dle Jaccardova koeficientu z 49,5 %. Oba koeficienty ukazují nejvyšší podobnost úseků č. 2 a 3, poté úseků č. 1 a 2 a nejméně podobné jsou úseky č. 1 a 3.

**Tabulka 3 Koeficienty podobnosti jednotlivých úseků z hlediska makrozoobentosu**

Lokalita		Úsek č. 1	Úsek č. 2	Úsek č. 3
Úsek č. 1	S <sub>S</sub>			
	S <sub>J</sub>	x		
Úsek č. 2	S <sub>S</sub>	0,522		
	S <sub>J</sub>	0,353	x	
Úsek č. 3	S <sub>S</sub>	0,400	0,563	
	S <sub>J</sub>	0,250	0,392	x

#### **4.8 Hodnocení ekologického stavu Štáhelského potoka na základě makrozoobentosu**

Úvodem této kapitoly musím podotknout, že program HOBENT pracuje pouze s jarními vzorky a destruktivní dopad vysychání potoka na makrozoobentos, ke kterému došlo v průběhu roku v úseku č. 1 a 3 vůbec nezohledňuje. Tím dochází ke zkreslení náhledu na ekologický stav těchto úseků. Výsledky indexů diverzity, jak je spočítal program HOBENT, uvádí následující tabulka:

**Tabulka 4 Výsledné hodnoty indexů diverzity**

Hodnocená lokalita	Datum	Margalefův index	Menhinickův index	Index vyrovnanosti (Pielou)	Shannon-Wienerův index
Úsek č. 1	15. 4.	1,8933	0,9285	0,3167	0,7293
	19. 5.	0,9927	0,4835	0,4028	0,7217
Úsek č. 2	15. 4.	3,0483	0,7898	0,2517	0,7664
	19. 5.	2,0384	0,4839	0,1773	0,4803
Úsek č. 3	15. 4.	2,6004	0,8944	0,5249	1,4554
	19. 5.	3,3935	0,9969	0,3003	0,9281

Z této tabulky můžeme vyčíst, že dle Margalefova indexu, který vyjadřuje pestrost taxonů, jsou nejpestřejší úseky č. 3 a 2 s tím, že v měsíci dubnu byl taxonově pestřejší úsek č. 2 a v květnu naopak úsek č. 3. Úsek č. 1 má taxonovou pestrost, oproti ostatním úsekům, nižší. Hodnoty Menhinickova indexu se od Margalefova indexu poněkud liší. Ukazují, že nejvyšší pestrost je také v úseku č. 3, ale poté v úseku č. 1. U obou těchto indexů je v úsecích č. 1 a 2 taxonová pestrost vyšší v dubnu než v květnu a v úseku č. 3 naopak. Dále vidíme, že nejvyšší vyrovnanost v počtu jedinců různých taxonů je v dubnovém vzorku z úseku č. 3, následně v květnovém vzorku z úseku č. 1.

Nejnižší vyrovnanost byla zjištěna v úseku č. 2. Vypočítané hodnoty Shannon-Wienerova indexu nám ukazují, že nejvyšší diverzita byla zaznamenána v dubnovém odběru v úseku č. 3. a v květnovém odběru z téhož úseku.

HOBENTem vypočítané hodnoty saprobního indexu, BMWP skóre a ASPT indexu můžeme vidět v tabulce 5:

**Tabulka 5 Výsledné hodnoty průměrových biotických indexů**

Lokalita	Datum	Saprobní index - průměr	Saprobní index - disperze	BMWP skóre	ASPT index
Úsek č. 1	15. 4.	1,6071	0,0352	56	6,2222
	19. 5.	1,6056	0,0626	30	6,0000
Úsek č. 2	15. 4.	1,5967	0,0167	121	6,7222
	19. 5.	1,5943	0,0278	90	6,4286
Úsek č. 3	15. 4.	1,5995	0,0642	79	5,6429
	19. 5.	1,6313	0,0779	88	5,8667

V tabulce vidíme, že všechny hodnoty disperze saprobního indexu jsou menší než 0,2, tedy saprobní index je spolehlivý. Jinými slovy, rozdílnost individuálních saprobních indexů jednotlivých taxonů ve vzorku je minimální. Když se podíváme na průměrné hodnoty saprobních indexů, uvidíme, že všechny hodnoty jsou téměř stejné (můžeme je zaokrouhlit na 1,6). Co se týče BMWP skóre, hodnoty BMWP1 a BMWP2, tedy i ASPT1 a ASPT2 indexů se nelišily. Tedy se nelišila skóre navržená pro podmínky Velké Británie a České republiky. Nejvyššího BMWP skóre bylo dle tabulky dosaženo v dubnovém vzorku z úseku č. 2, tzn. že právě zde se nachází nejvyšší počet skórujících taxonů nebo taxony s vysokým skóre. Když se podíváme na počty taxonů v jednotlivých vzorcích (viz tabulka 20 a 21 v příloze 9), zjistíme, že v dubnu v úseku č. 2 bylo nalezeno celkem 21 taxonů, což je o jeden méně, než v květnovém odběru z úseku č. 3. Z toho vyplývá, že jsou zde taxony s vysokým skóre. Nejméně taxonů (v dubnu 10 a v květnu 6) bylo zjištěno v úseku č. 1, kde byly také zjištěny nejnižší hodnoty BMWP skóre. Když vydělíme BMWP skóre počtem skórujících taxonů, získáme ASPT index, který vyšel ve všech případech téměř stejně - v rozmezí od 5,6 do 6,7.

Výsledné hodnoty indexu BBI, indexu EBI a indexu IBGN jsou uvedeny v následující tabulce 6:

**Tabulka 6 Výsledné hodnoty tabulkových biotických indexů**

Lokalita	Datum	Index BBI	Index EBI	Index IBGN
Úsek č. 1	15. 4.	7	7	11
	19. 5.	7	6	7
Úsek č. 2	15. 4.	10	10	12
	19. 5.	9	9	9
Úsek č. 3	15. 4.	10	9	13
	19. 5.	10	9	11

V tabulce můžeme vidět, že nejvyšší hodnoty indexu BBI byly dosaženy v dubnovém i květnovém odběru v úseku č. 3 a v prvním odběru v úseku č. 2. Nejnížší hodnoty potom byly v úseku č. 1. Podobné jsou výsledky indexu EBI. Hodnoty indexu IBGN jsou různé, nejvyšších hodnot bylo dosaženo ve vzorcích odebraných v dubnu, zatímco květnové hodnoty jsou nižší. Nejvyšší hodnota byla zjištěna v úseku č. 3 a nejnižší v úseku č. 1.

Výsledky indexů podobnosti shrnují následující tabulky 7 a 8:

**Tabulka 7 Výsledné hodnoty Jaccardova indexu**

Lokalita	Datum	Úsek č. 1		Úsek č. 2		Úsek č. 3	
		15. 4.	19. 5.	15. 4.	19. 5.	15. 4.	19. 5.
Úsek č. 1	15. 4.	x					
	19. 5.	0,14	x				
Úsek č. 2	15. 4.	0,24	0,23	x			
	19. 5.	0,19	0,24	0,57	x		
Úsek č. 3	15. 4.	0,24	0,22	0,37	0,41	x	
	19. 5.	0,28	0,17	0,43	0,37	0,36	x

Z výsledných hodnot Jaccardova indexu uvedených v tabulce můžeme vyvodit, že vzájemně nejpodobnější z hlediska makrozoobentosu jsou si dubnový a květnový odběr v lokalitě č. 2. Je to vůbec nejvyšší zaznamenaná podobnost, která činí 57%. Oba odběry v úseku č. 1 se podobají jen ve 14 % taxonů a oba odběry z úseku č. 3 v 36 %

taxonů. Úseky č. 1 a 2 se vzájemně podobají maximálně ve 24 % taxonů, úseky č. 2 a 3 ve 43 % taxonů a úseky č. 1 a 3 ve 28 % taxonů.

**Tabulka 8 Výsledné hodnoty Bray-Curtisova indexu nepodobnosti**

Lokalita	Datum	Úsek č. 1		Úsek č. 2		Úsek č. 3	
		15. 4.	19. 5.	15. 4.	19. 5.	15. 4.	19. 5.
Úsek č. 1	15. 4.	x					
	19. 5.	0,19	x				
Úsek č. 2	15. 4.	0,14	0,18	x			
	19. 5.	0,15	0,19	0,08	x		
Úsek č. 3	15. 4.	0,42	0,43	0,36	0,4	x	
	19. 5.	0,13	0,17	0,12	0,12	0,38	x

Při zahrnutí abundancí do výpočtu indexu podobnosti, jak to umožňuje právě Bray-Curtisův index, zjistíme, že oba odběry v úseku č. 2 se vzájemně téměř zcela podobají, podobnost je 92 %. Oba odběry v úseku č. 1 se podobají z 81 % a v úseku č. 3 z 62%. Úseky č. 1 a 2 se průměrně z hlediska makrozoobentosu vzájemně podobají v 83,5 % taxonů, úseky č. 2 a 3 v 75 % taxonů a úseky č. 1 a 3 v 71,25 % taxonů.

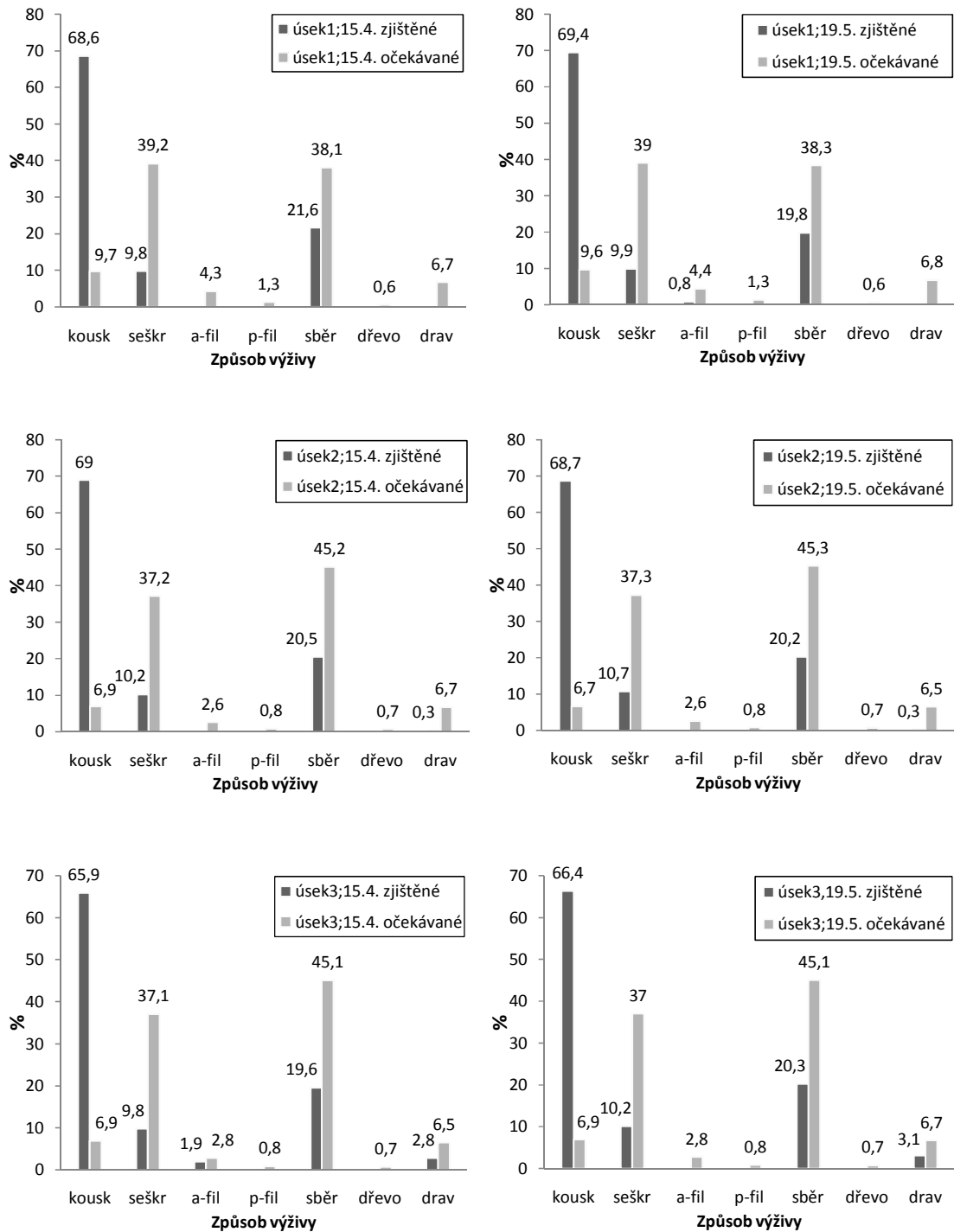
Výsledky simulací ekologického profilu společenstva provedených programem HOBENT vždy po 1000 opakováních se skládají z několika částí. Začneme způsobem výživy jednotlivých taxonů makrozoobentosu, ať už očekávaných nebo zjištěných. Výsledky jsou shrnuty v následujícím grafu 10. Ve Štáhelském potoce se můžeme z hlediska způsobu výživy setkat s těmito zjištěnými nebo očekávanými organismy (glosář programu HOBENT; Pouličková a kol. 1998; Lellák a Kubíček 1991):

kousk	kouskovači, drtiči (angl.“shredders“) využívající listový opad, hrubý organický materiál atd., patří mezi ně např. larvy tiplic ( <i>Tipula</i> ), blešivci ( <i>Gammarus</i> ), larvy některých pošvatek ( <i>Nemouridae</i> ) a larvy chrostíků čeledí <i>Limnephilidae</i> , <i>Lepidostomatidae</i> a <i>Sericostomatidae</i>
seškr	seškrabávači (angl.“scrapers“) a spásači (angl.“grazers“) využívající nárosty řas, biofilmy a jemný detritus, náleží sem řada jepic, pošvatek a chrostíků
sběr	sběrači (angl.“collectors“) filtrují nebo jinak vycytávají částice potravy z vody a na dně (patří sem „filter feeders“, „deposit feeders“ a „detritus feeders“)

filtrátory (angl. “filter feeders“), které někteří autoři řadí do sběračů (angl. “collectors“), dělíme do dvou skupin:

- a-fil            aktivní filtrátoři vytvářející proud vody a zachycující drobnou kořist a jemný organický materiál, např. larvy muchniček (*Simuliidae*)
- p-fil            pasivní filtrátoři využívající proudění vody k zachycení drobné kořisti a jemného organického materiálu, např. chrostíci čeledi *Polycentropidae* a rodu *Hydropsyche* lapají potravu do sítí
- dřevo           organismy využívající odumřelé dřevo
- drav            dravci (angl. “predators“) jsou organismy živící se dravě, patří zde např. larvy pošvatek rodu *Perla*, chrostík rodu *Rhyacophila*, larvy dvoukřídlého hmyzu rodu *Dicranota* a další

S organismy minujícími v listech a parazitickými se zde nesetkáme, ani zde nejsou očekávány.



**Graf 10** Procentuální zastoupení zjištěných a očekávaných způsobů výživy v jednotlivých jarních odběrech

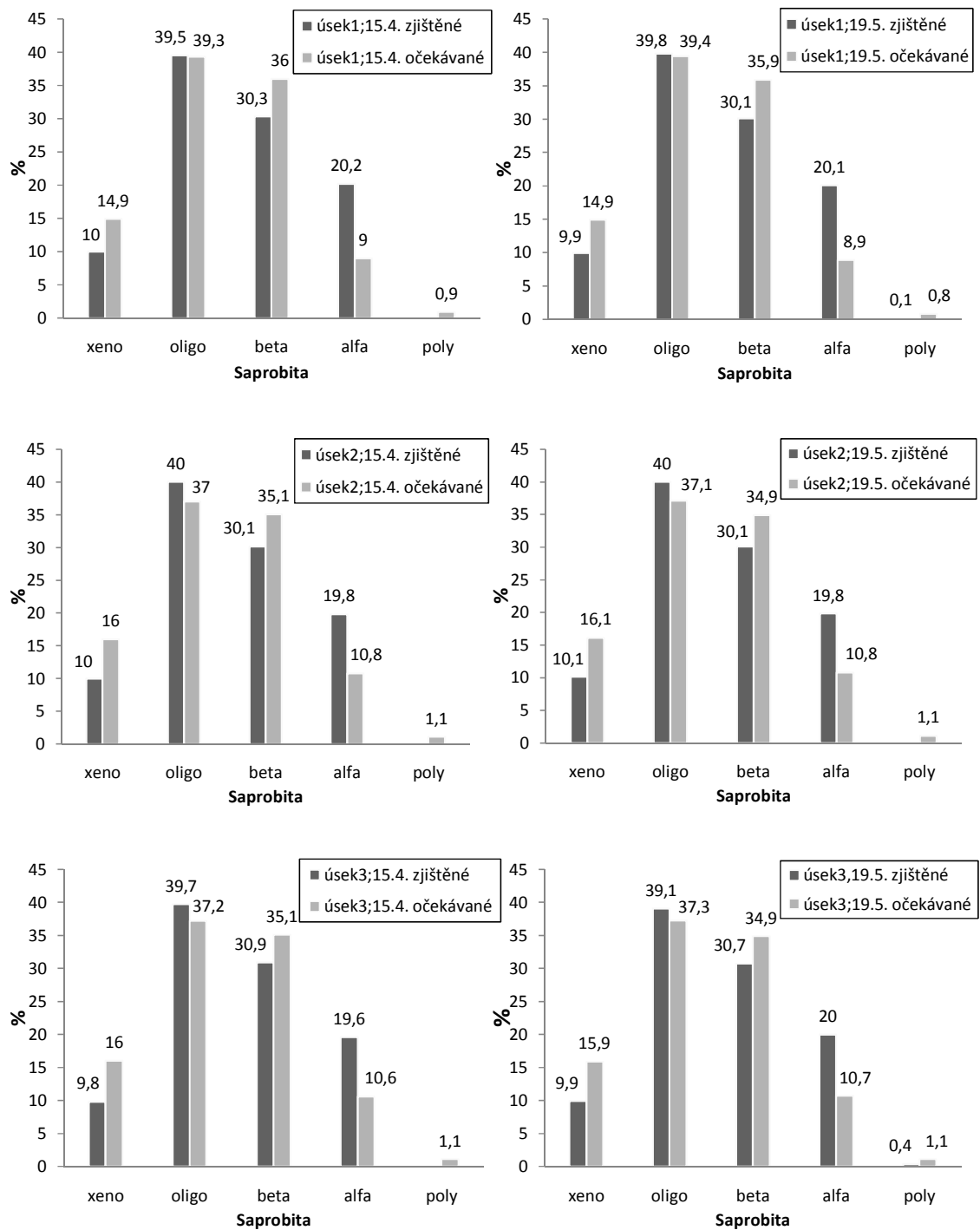
Z uvedených grafů vyplývá, že ve všech vzorcích bylo s velkou rezervou nejvyšší procentuální zastoupení kouskovačů, které činilo téměř 70 %. Zhruba 20 % makrozoobentosu představovali sběrači a 10% seškrabávači. Ostatní podkategorie způsobu výživy se vyskytovaly jen minimálně. Při porovnání zjištěného procentuálního



zastoupení s očekávaným vidíme, že zastoupení jednotlivých podkategorií bylo očekáváno poněkud vyrovnanější. Kouskovači byli očekáváni v 7 až 10krát menším množství! Naopak bylo očekáváno cca dvojnásobné zastoupení sběračů a 4krát větší množství seškrabávačů. V řádu desetin až jednotek procent byli očekáváni aktivní a pasivní filtrátoři i organismy rozkládající dřevo.

Program HOBENT také zhodnotil stav kvality vody jednotlivých úseků z hlediska saprobity podle makrozoobentosu. Výsledky jsou uvedeny v grafu 11, kde se můžeme setkat s těmito kategoriemi saprobity (Kokeš a Vojtíšková 1999):

xenosaprobita	neznečištěná, čistá voda s chudým oživením
oligosaprobita	čistá voda s minimálními vstupy živin a organických látek
betamesosaprobita	voda se zvýšeným přísunem organických látek, které nejsou beze zbytku mineralizovány a využity primární produkcí. Allochtonní přísun organických látek je malý, převažuje autochtonní produkce organických látek. Probíhá zde pouze aerobní rozklad.
alfamesosaprobita	ještě vyšší přísun organických látek, které také nejsou zmineralizovány a využity primární produkcí. Autochtonní a allochtonní přísun organických látek je vyrovnan. Intenzita rozkladu je maximální, můžeme se setkat i s anaerobním rozkladem.
polysaprobita	vysoký přísun organických látek, primární produkce snížena. Anaerobní rozklad je běžný. Rozkladem se neuvolňují živiny a k primární produkci mohou být využity pouze ty, které se sem dostanou z vnějšího prostředí.



**Graf 11** Procentuální zastoupení zjištěných a očekávaných podkategorií saprobity v jednotlivých jarních odběrech

Po porovnání zjištěných a očekávaných hodnot procentuálního zastoupení jednotlivých podkategorií saprobity dle makrozoobentosu zjistíme, že se zjištěné a očekávané hodnoty nelišily tak významně, jak tomu bylo v předchozím případě. Bylo očekáváno ca o 5 % větší zastoupení organismů indikujících xenosaprobni vody.

Organismů žijících v oligosaprobních vodách bylo očekáváno stejné množství, jaké bylo zjištěno. Co se týče betamesosaprobity, zde bylo očekáváno zhruba o 5 % větší zastoupení. Naopak v oblasti alfamesosaprobity bylo očekáváno poloviční procentuální zastoupení těchto organismů. Organismy žijící v polysaprobních vodách nebyly zjištěny, ale byly očekávány a to v 1 %.

V rámci simulací ekologického profilu z hlediska zoobentosu program HOBENT dále spočítal zjištěné a očekávané procentuální zastoupení organismů vyhledávajících určitý typ substrátu. Ve výsledcích (graf 12) se můžeme setkat s těmito podkategoriemi substrátu, který organismy vyhledávají, neboli habitaty (Kokeš a Vojtíšková 1999):

pelál pelagiál, tj. volná voda

argy argillal, tj. zpevněné jemné sedimenty

psam psammal, tj. písek

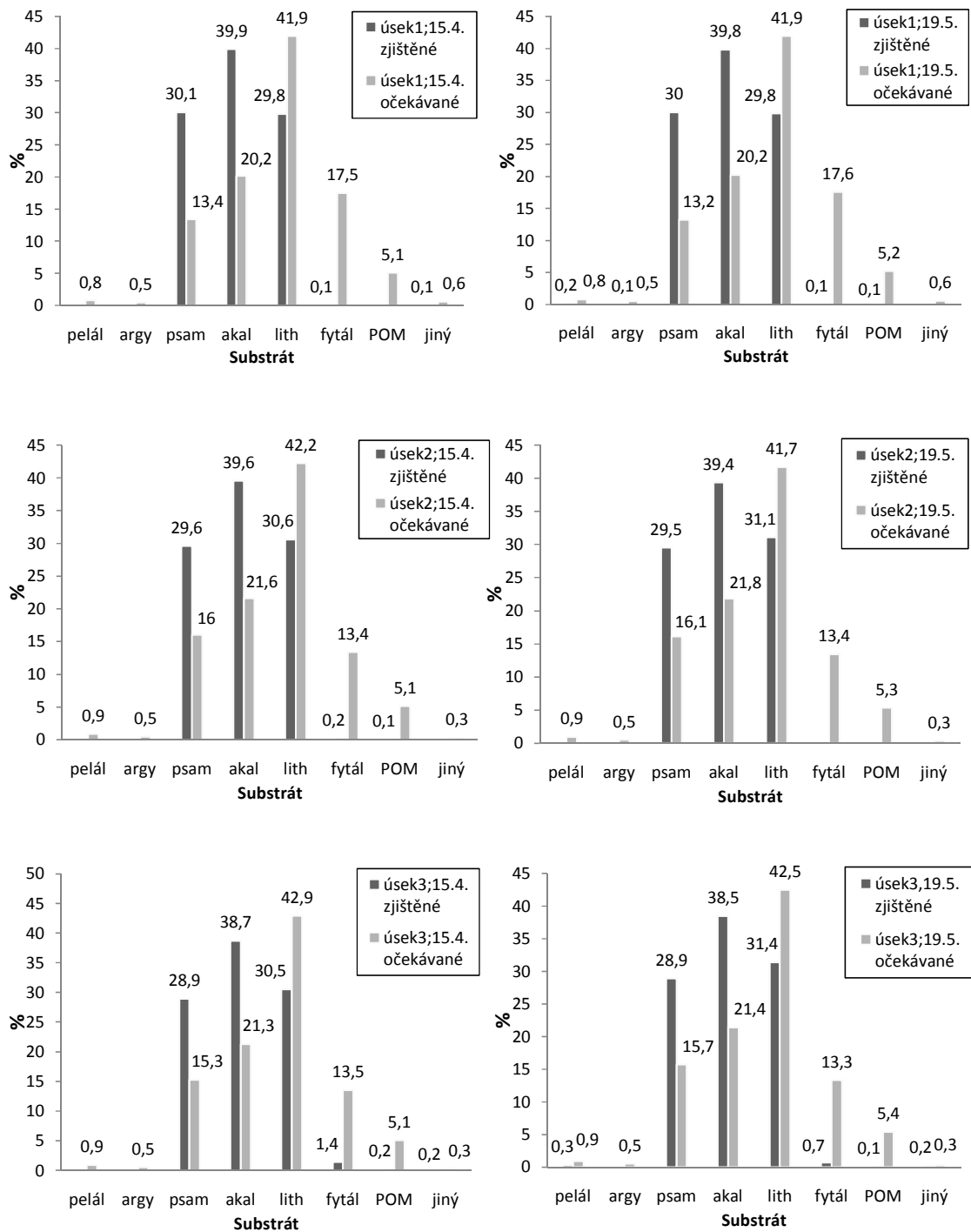
akal akal, tj. štěrk

lith lithal, tj. skála, kameny a hrubý štěrk

fytál phytal, tj. ponořená vegetace rostoucí na břehu, mechy a vodní rostliny

POM organický materiál, tj. odumřelé dřevo, listový opad, detrit

jiný ostatní habitaty



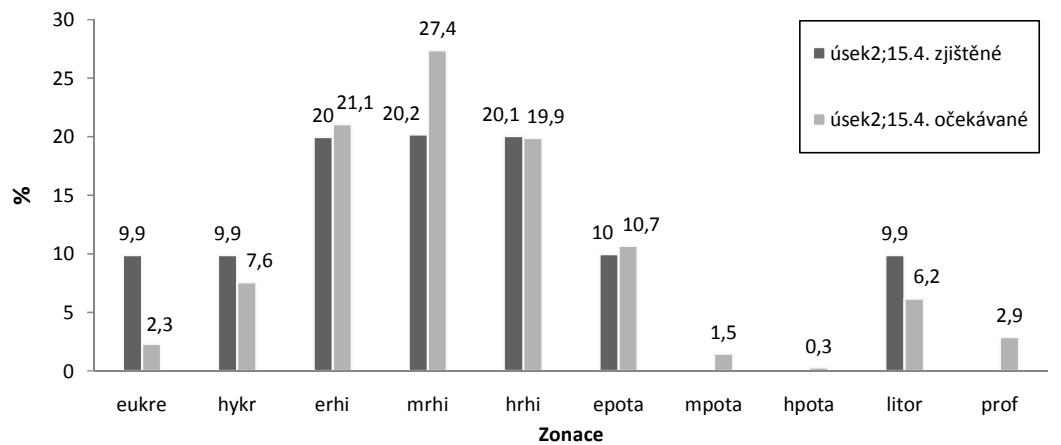
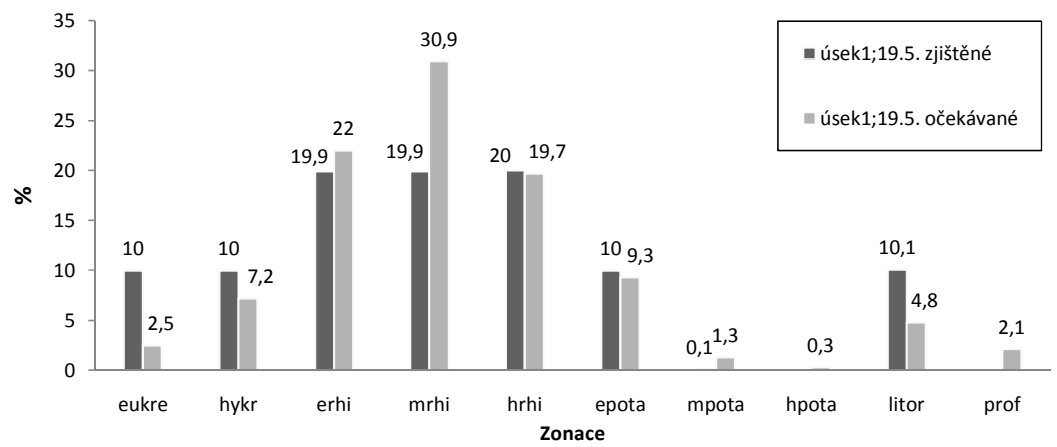
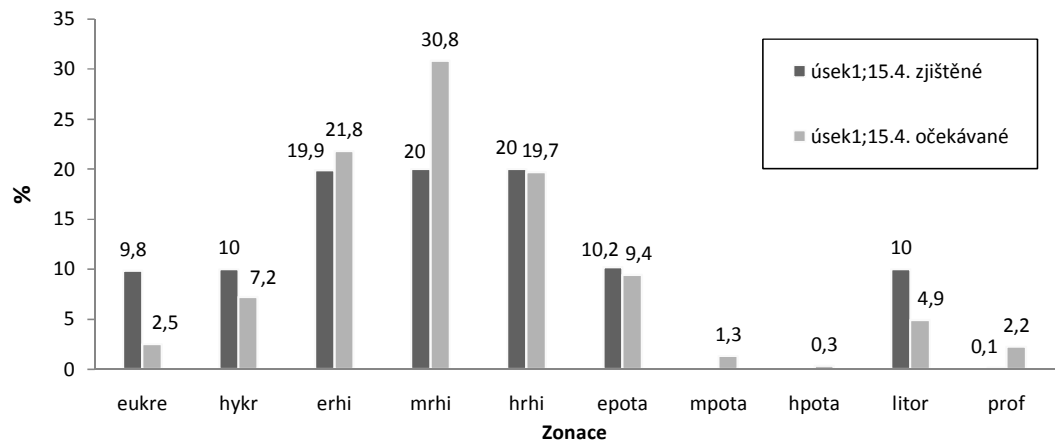
**Graf 12** Procentuální zastoupení zjištěných a očekávaných podkategorií substrátu v jednotlivých jarních odběrech

Všechny uvedené grafy vypadají téměř stejně. Zjištěno bylo ca 30 % zastoupení organismů preferujících písčité a kamenité podklad, cca 40 % zastoupení organismů žijících na stěrku. V úseku č. 3 potom ca 1% organismů žijících na rostlinách. Ostatní podkategorie buď nebyly zastoupeny vůbec, nebo jen v malé míře. Procentuální

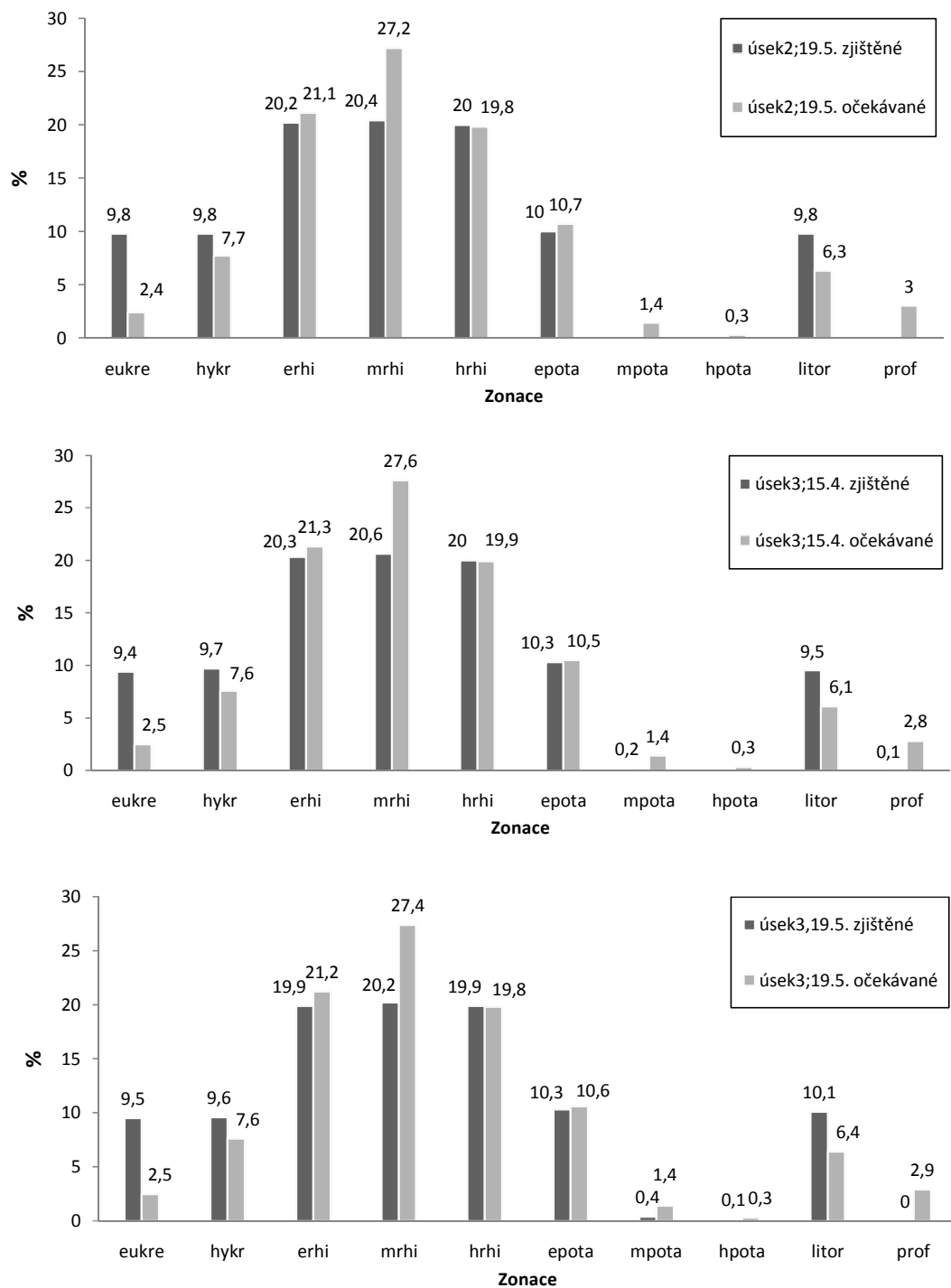
zastoupení očekávaných habitatů je poněkud jiné. Organismů žijících na kamenitém podkladu bylo očekáváno o 13 % více a organismů žijících ve vodních rostlinách dokonce až o 17 % více. Zhruba 5 % zastoupení bylo očekáváno u habitatu organický materiál. Naopak zastoupení habitatů písčitých a štěrkovitých bylo očekáváno o polovinu nižší. Byly také očekávány desítiny procenta v zastoupení pelagických, argillálních a jiných organismů.

Další částí ekologického profilu je zonace vodního toku. HOBENTem spočítané zjištěné a očekávané hodnoty graficky znázorňují grafy 13 a 14. Dle biocenotické zonace můžeme rozdělit vodní tok do těchto podkategorií (glosář programu HOBENT):

- eukre eukrenal – pramen
- hykr hypokrenal – pramenné stružky
- erhi epirhithral – horní část pstruhového pásma
- mrhi metarhithral – dolní část pstruhového pásma
- hrhi hyporhithral – lipanové pásma
- epota epipotamal – parmové pásma
- mpota metapotamal – cejnové pásma
- hpota hypopotamal – pásma brakické vody
- litor litorál – rybníky, stará ramena řek, břehy jezer atd.
- prof profundál – dno hlubších jezer



**Graf 13** Procentuální zastoupení zjištěných a očekávaných podkategorií biocenotické zonace v jednotlivých jarních odběrech I.



**Graf 14** Procentuální zastoupení zjištěných a očekávaných podkategorií biocenotické zonace v jednotlivých jarních odběrech II.

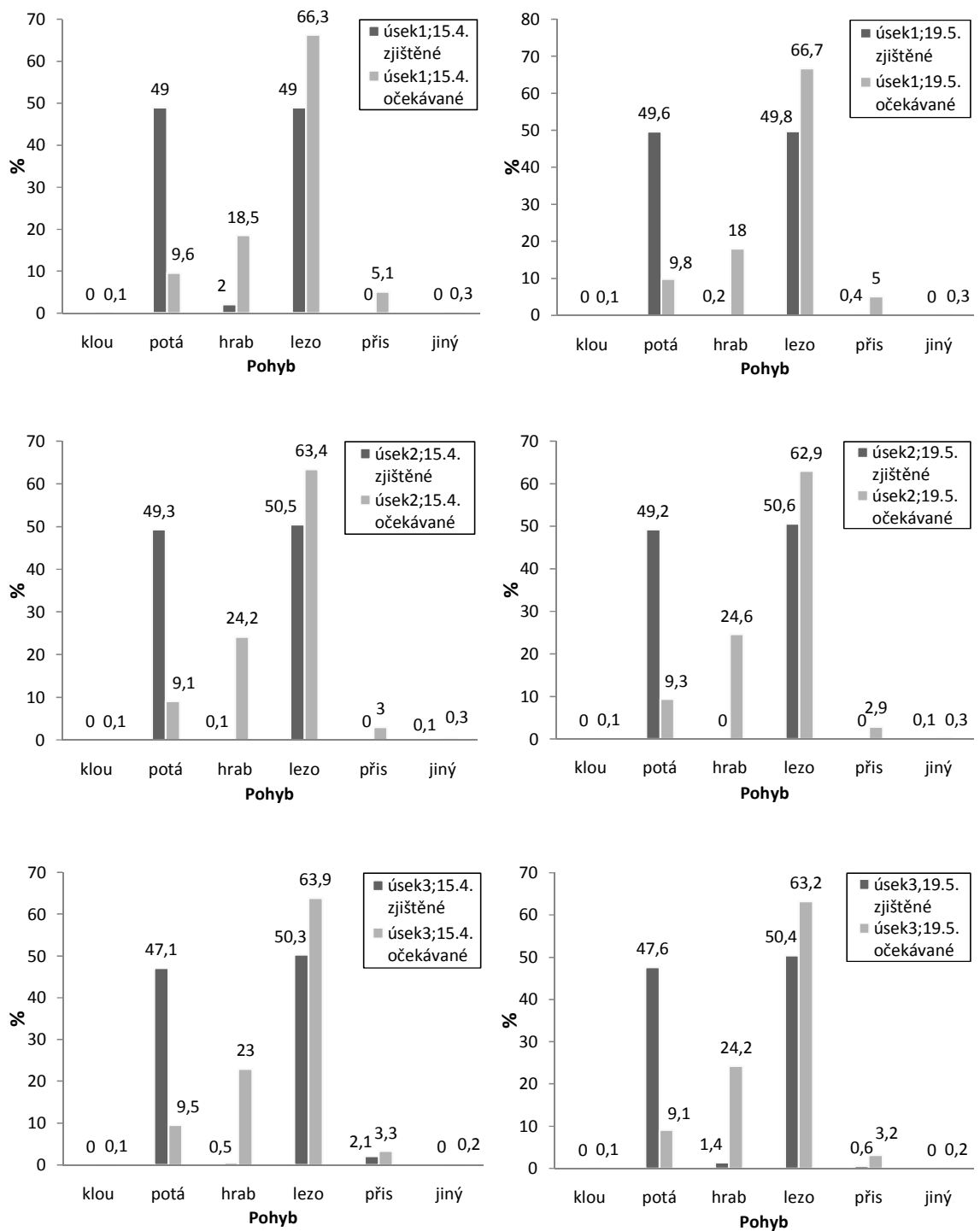
Srovnáním zjištěných hodnot procentuálního zastoupení makrozoobentosu Štáhelského potoka v jednotlivých podkategoriích zonace vodního toku s očekávanými hodnotami zjistíme, že výsledky jsou pro všechny odběry téměř stejné. Ve skutečnosti

bylo zjištěno ca 10 % zastoupení taxonů eukrenalu, hypokrenalu, epipotamalu a litorálu a ca 20 % zastoupení taxonů epirhithralu, metarhithralu a hyporhithralu. Ostatní podkategorie byly zastoupeny pouze v desetinách procenta. Očekávané hodnoty se v mnohých případech shodují se zjištěnými. Jde o případy epirhithralu, hyporhithralu a epipotamalu. V případě makrozoobentosu metarhithralu bylo očekávané zastoupení vyšší ca o 7-10 %. Vyšší očekávané zastoupení bylo také u metapotamalu a hypopotamalu, zde se ale jedná o desetiny až jednotky procent. Bylo očekáváno o ¼ nižší zastoupení organismů eukrenalu, o cca 2 % nižší zastoupení hypokrenálních organismů a o 4-5 % nižší zastoupení litorálních organismů.

Poslední kategorií ekologického profilu společenstva makrozoobentosu je způsob pohybu jednotlivých taxonů a jejich procentuální zastoupení ve vzorku. HOBENTem vypočítané hodnoty jsou uvedeny v následujícím grafu 15. U makrozoobentosu můžeme rozlišit tyto podkategorie pohybu:

- klou klouzavý pohyb
- potá potápivý pohyb
- hrab hrabavý pohyb
- lezo pohyb lezením
- přis přisedlý způsob života
- jiný jiné způsoby pohybu





**Graf 15** Procentuální zastoupení zjištěných a očekávaných podkategorií pohybu v jednotlivých jarních odběrech

Také v případě pohybu můžeme zaznamenat rozdíly mezi zjištěnými a očekávanými údaji. Všechny grafy jsou velmi podobné. Můžeme říci, že nalezené organismy náleží pouze do dvou podkategorií pohybu a v každé podkategorii jsou

zastoupeny rovnoměrně. Jde o pohyb potápěním a lezením. Ostatní zjištěné podkategorie jsou zastoupeny v mizivém množství. Ovšem očekávané hodnoty jsou u pohybu potápěním zhruba 5krát nižší a u pohybu lezením až o 13 % vyšší. Očekáváno je také mnohem více (20 %) hrabavých taxonů. Očekávané hodnoty jsou také vyšší o 3-5 % u přisedlých organismů. Ostatní očekávané podkategorie jsou zanedbatelné.

Program HOBENT také vypsal, jaké taxony očekává na hodnocených lokalitách, tj. v úsecích č. 1, 2 a 3. Tyto taxony uvádím v následujících tabulkách. Jsou seřazeny podle pravděpodobností, s jakými je lze na hodnocené lokalitě očekávat (do limitu nastaveného na 50 %). Pro srovnání do tabulky připojuji také počty jedinců těch taxonů, které jsem v daných jarních odběrech v jednotlivých úsecích opravdu zjistila. Jelikož HOBENT vypsal druhy nebo rody, zatímco já jsem jednotlivé organismy většinou určovala pouze do čeledí, uvádím v posledním sloupci ještě čeleď, do kterých očekávané taxony náleží, a které jsem zároveň v daném úseku určila. V posledním sloupci mohou být také druhy, v případě, že jsem daný organismus určila do druhu.

**Tabulka 9 Taxony očekávané na hodnocené lokalitě - úsek č. 1**

Očekávaný taxon	Pravděpodobnost (do limitu 50%)	Počet zjištěných jedinců (15. 4. a 19. 5.)	Zjištěný druh nebo čeleď (15. 4. a 19. 5.)
<i>Baetis rhodani</i>	96,0	0	-
<i>Dicranota</i> sp.	95,1	0	<i>Limoniidae</i>
<i>Limnius</i> sp. lv.	91,3	0	<i>Limnephilidae</i>
<b><i>Stylodrilus</i> sp.</b>	88,2	<b>1 a 0</b>	<b><i>Stylodrilus heringianus</i></b>
<i>Isoperla</i> sp.	87,9	0	<i>Perlodidae</i>
<b><i>Gammarus fossarum</i></b>	<b>76,7</b>	<b>97 a 123</b>	<b><i>Gammarus fossarum</i></b>
<i>Elmis</i> sp. lv.	76,1	0	-
<i>Orthocladius</i> sp.	75,2	0	<i>Chironomidae</i>
<i>Tvetenia</i> sp.	75,2	0	<i>Chironomidae</i>
<i>Epeorus assimilis</i>	74,1	0	-
<i>Sericostoma</i> sp.	71,1	0	<i>Sericostomatidae</i>
<i>Baetis muticus</i>	71,0	0	-
<i>Rhithrogena semicolorata</i>	68,9	0	-
<i>Micropsectra</i> sp.	68,0	0	<i>Chironomidae</i>
<i>Thienemannimyia</i> sp.	67,7	0	<i>Chironomidae</i>
<i>Brachyptera seticornis</i>	67,4	0	-
<i>Siphonoperla</i> sp.	67,2	0	-
<i>Dugesia gonocephala</i>	65,7	0	-
<i>Rhyacophila nubila</i>	57,6	0	-
<i>Hydraena</i> sp. lv.	57,4	0	-
<i>Habroleptoides confusa</i>	56,6	0	-
<i>Enchytraeidae</i> g. sp.	56,5	0	-
<i>Ephemerella</i> sp.	56,0	0	-
<i>Leuctra inermis</i>	55,6	0	-
<i>Potamophylax</i> sp.	53,9	0	<i>Limnephilidae</i>
<i>Odontocerum albicorne</i>	53,9	0	-
<i>Brillia bifida</i>	53,4	0	<i>Chironomidae</i>
<i>Rhithrogena carpatoalpina</i>	51,1	0	-
<i>Prosimulium hirtipes</i>	50,2	0	<i>Simuliidae</i>

Máloštětinatce čeledě *Enchytraeidae* jsem v úseku č. 1 nezjistila, stejně jako ploštěnku *Dugesia gonocephala*, která ale byla přítomna v jiných úsecích. Co se týče rodu *Stylodrilus*, v tomto úseku jsem zaznamenala jednoho jedince druhu *Stylodrilus heringianus*. Druh *Gammarus fossarum* jsem v úseku č. 1 našla ve velkých početnostech.

Druhy jepic *Baetis rhodani* a *Baetis muticus* náležejí do čeledě *Baetidae*, druh *Leuctra inermis* zase do čeledě *Leuctridae* a druh *Habroleptoides confusa* patří do čeledě *Leptophlebiidae*. Jepice *Epeorus assimilis*, *Rhithrogena semicolorata* a *R. carpatoalpina* náležejí do čeledi *Heptageniidae*. Ovšem v úseku č. 1 jsem nenalezla v jarních odběrech ani jednu jepici.

Pošvatky rodu *Isoperla* náležejí do čeledě *Perlodidae*, kterou jsem v úseku č. 1 zjistila v dubnovém odběru. *Brachyptera seticornis* je pošvatka čeledě *Taeniopterygidae*, tuto čeleď jsem však nezaznamenala v žádném odběru. Pošvatka *Siphonoperla* patří do čeledě *Chloroperlidae*, kterou jsem zaznamenala v jiných úsecích, ale v úseku č. 1 ne.

Rod *Limnius* a *Potamophylax* řadíme do čeledi *Limnephilidae*. Tato čeleď byla přítomna v obou jarních odběrech v úseku č. 1. Chrostík *Odontocerum albicorne* náležejí do čeledě *Odontoceridae*, kterou jsem zjistila v jiném úseku. Chrostíka čeledě *Sericostomatidae*, jsem sice určila, ale nevím, zda šlo o rod *Sericostoma*. Chrostíka *Rhyacophila nubila* jsem v úseku č. 1 nezjistila.

Rody *Orthocladus*, *Tvetenia*, *Micropsectra*, *Thienemannimyia* a druh *Brillia bifida* patří do čeledi *Chironomidae*. Tu jsem zaznamenala v dubnovém odběru z úseku č. 1. Druh *Prosimulium hirtipes* náležejí do čeledi *Simuliidae*, kterou jsem v tomto úseku zaznamenala. Rod *Dicranota* spadá do čeledi *Limoniidae*, kterou jsem v úseku č. 1 také zjistila.

Rod *Elmis* náležejí do čeledi *Elmidae*, kterou v úseku č. 1 v jarních odběrech nenašla. Vodana, brouka rodu *Hydraena*, jsem rovněž nenašla v žádném odběru z tohoto úseku.

V odběru provedeném v úseku č. 1 dne 15. 4. jsem kromě výše uvedených taxonů určila druh *Eiseniella tetraedra*, která však má pravděpodobnost výskytu na této lokalitě pouze 33,1 %. Dále jsem v tomto vzorku zjistila chrostíky čeledi *Lepidostomatidae* a brouka čeledě *Scirtidae*. V odběru z 19. 5. jsem zjistila rod *Pisidium*, který má přiřazenu pravděpodobnost 10,1 %. Také jsem určila chrostíky čeledě *Polycentropidae* a pošvatky čeledě *Nemouridae*.

Taxony očekávané na hodnocené lokalitě úsek č. 2 seřazené podle pravděpodobností, s jakými je zde lze očekávat, ukazuje následující tabulka:

**Tabulka 10 Taxony očekávané na hodnocené lokalitě - úsek č. 2**

Taxon	Pravděpodobnost (do limitu 50%)	Počet zjištěných jedinců (15. 4. a 19. 5.)	Zjištěný druh nebo čeleď (15. 4. a 19.5.)
<i>Baetis rhodani</i>	100,0	0	<i>Baetidae</i>
<i>Dicranota</i> sp.	94,5	0	<i>Limoniidae</i>
<i>Limnius</i> sp. lv.	89,0	0	<i>Limnephilidae</i>
<i>Isoperla</i> sp.	88,7	0	-
<i>Baetis muticus</i>	88,0	0	<i>Baetidae</i>
<i>Stylodrilus</i> sp.	83,6	0	-
<b><i>Gammarus fossarum</i></b>	<b>82,7</b>	<b>601 a 876</b>	<b><i>Gammarus fossarum</i></b>
<i>Elmis</i> sp. lv.	78,1	0	<i>Elmidae</i>
<i>Epeorus assimilis</i>	77,2	0	<i>Heptageniidae</i>
<i>Orthocladus</i> sp.	72,6	0	<i>Chironomidae</i>
<i>Micropsectra</i> sp.	72,0	0	<i>Chironomidae</i>
<i>Tvetenia</i> sp.	71,6	0	<i>Chironomidae</i>
<i>Ephemerella</i> sp.	71,5	0	<i>Ephemerellidae</i>
<b><i>Dugesia gonocephala</i></b>	<b>71,5</b>	<b>2 a 3</b>	<b><i>Dugesia gonocephala</i></b>
<i>Hydraena</i> sp. lv.	71,5	0	-
<i>Siphonoperla</i> sp.	71,5	0	<i>Chloroperlidae</i>
<i>Rhithrogena semicolorata</i>	67,1	0	<i>Heptageniidae</i>
<i>Sericostoma</i> sp.	67,0	0	<i>Sericostomatidae</i>
<i>Thienemannimyia</i> sp.	66,7	0	<i>Chironomidae</i>
<i>Habroleptoides confusa</i>	66,6	0	-
<i>Brachyptera seticornis</i>	64,9	0	-
<i>Brillia bifida</i>	60,4	0	<i>Chironomidae</i>
<i>Rhithrogena carpatoalpina</i>	60,2	0	<i>Heptageniidae</i>
<i>Leuctra inermis</i>	55,7	0	<i>Leuctridae</i>
<i>Prosimulium hirtipes</i>	55,2	0	<i>Simuliidae</i>
<i>Protonemura intricata</i>	55,0	0	<i>Nemouridae</i>
<i>Enchytraeidae</i> g. sp.	54,9	0	-
<i>Baetis alpinus</i>	54,5	0	<i>Baetidae</i>
<i>Ibisia marginata</i>	54,5	0	-
<i>Rhyacophila tristis</i>	54,3	0	<i>Rhyacophilidae</i>
<i>Potamophylax</i> sp.	50,3	0	<i>Limnephilidae</i>

Složení očekávaných taxonů je podobné jako v předchozím případě. Ovšem shoda mezi očekávanými a zjištěnými taxony je zde ze všech úseků největší, je ve  $\frac{3}{4}$  taxonů. Ani v úseku č. 2 jsem nezaznamenala máloštětinatce čeledě *Enchytraeidae*. Tentokrát jsem ale nezjistila ani přítomnost rodu *Stylodrilus*, zato v obou jarních odběrech byla přítomna *Dugesia gonocephala*. Druh *Gammarus fossarum* jsem v úseku č. 2 zaregistrovala ve velmi vysokých abundancích.

Co se týče jepic, v úseku č. 2 jsem v jarních vzorcích již určila několik čeledí jepic, které se shodují s čeleděmi jepic v tomto úseku očekávanými (*Baetidae*, *Heptageniidae* a *Ephemrellidae*). Ovšem druh *Habroleptoides confusa* z čeledě *Leptophlebiidae* jsem ani v tomto úseku nezjistila.

Pošvatku rodu *Isoperla* ani *Brachyptera* jsem rovněž v jarních vzorcích z úseku č. 2 nezjistila, zato se zjištěné čeledě *Chloroperlidae*, *Leuctridae* a *Nemouridae* shodovaly s očekávanými. Z chrostíků se očekávané a zjištěné taxony shodují u čeledí *Limnephilidae*, *Sericostomatidae*, *Rhyacophilidae*.

Z řádu *Diptera* jsem zjistila přítomnost čeledě *Chironomidae*, ovšem nevím, jestli mezi jedinci této čeledě jsou zastoupeni také očekávané rody. Dalšími čeleděmi, které se shodovaly s očekávanými je čeleď *Limoniidae* a *Simuliidae*. Druh *Ibisia marginata* jsem nezjistila v žádném z hodnocených úseků.

Brouci byli v úseku č. 2 zastoupeni čeledí *Elmidae*, je dost pravděpodobné, že zjištění jedinci náleží do očekávaného rodu *Elmis*. Ovšem vodana (*Hydraena*) jsem ani tentokrát ve vzorcích nenašla. Kromě v tabulce uvedených taxonů už žádný jiný zjištěný taxon hodnotu očekávané pravděpodobnosti přiřazenu neměl.

Taxony očekávané na hodnocené lokalitě úsek č. 3 seřazené podle pravděpodobností, s jakými je zde lze očekávat, shrnuje tato tabulka:

**Tabulka 11 Taxony očekávané na hodnocené lokalitě - úsek č. 3**

Taxon	Pravděpodobnost (do limitu 50%)	Počet zjištěných jedinců (15. 4. a 19. 5.)	Zjištěný druh nebo čeleď (15. 4. a 19. 5.)
<i>Baetis rhodani</i>	100,0	0	<i>Baetidae</i>
<i>Dicranota</i> sp.	94,0	0	<i>Limoniidae</i>
<i>Isoperla</i> sp.	88,8	0	-
<i>Limnius</i> sp. lv.	88,5	0	<i>Limnephilidae</i>
<i>Baetis muticus</i>	87,6	0	<i>Baetidae</i>
<b><i>Gammarus fossarum</i></b>	<b>83,5</b>	<b>177 a 403</b>	<b><i>Gammarus fossarum</i></b>
<b><i>Stylogrilus</i> sp.</b>	<b>83,3</b>	<b>1 a 1</b>	<b><i>Stylogrilus heringianus</i></b>
<i>Elmis</i> sp. lv.	78,5	0	<i>Elmidae</i>
<i>Epeorus assimilis</i>	76,8	0	<i>Heptageniidae</i>
<i>Orthocladus</i> sp.	72,5	0	<i>Chironomidae</i>
<i>Tvetenia</i> sp.	72,5	0	<i>Chironomidae</i>
<i>Micropsectra</i> sp.	72,0	0	<i>Chironomidae</i>
<i>Hydraena</i> sp. lv.	71,8	0	-
<b><i>Dugesia gonocephala</i></b>	<b>71,1</b>	<b>2 a 8</b>	<b><i>Dugesia gonocephala</i></b>
<i>Siphonoperla</i> sp.	70,8	0	-
<i>Ephemerella</i> sp.	70,3	0	<i>Ephemerellidae</i>
<i>Habroleptoides confusa</i>	67,5	0	-
<i>Rhithrogena semicolorata</i>	66,7	0	<i>Heptageniidae</i>
<i>Thienemannimyia</i> sp.	66,3	0	<i>Chironomidae</i>
<i>Sericostoma</i> sp.	66,0	0	<i>Sericostomatidae</i>
<i>Brachyptera seticornis</i>	63,7	0	-
<i>Brillia bifida</i>	60,5	0	<i>Chironomidae</i>
<i>Rhithrogena carpatoalpina</i>	59,6	0	<i>Heptageniidae</i>
<i>Prosimulium hirtipes</i>	55,3	0	-
<i>Enchytraeidae</i> g. sp.	54,6	0	-
<i>Ibisia marginata</i>	54,3	0	-
<i>Protonemura intricata</i>	53,8	0	<i>Nemouridae</i>
<i>Leuctra inermis</i>	53,4	0	-
<i>Rhyacophila tristis</i>	53,4	0	<i>Rhyacophilidae</i>
<i>Baetis alpinus</i>	52,9	0	<i>Baetidae</i>
<i>Potamophylax</i> sp.	51,2	0	<i>Limnephilidae</i>

Také v případě úseku č. 3 se očekávané taxony podobají předchozím úsekům. Očekávaný druh *Gammarus fossarum* byl v jarních vzorcích z tohoto úseku přítomen v hojných počtech. Také jsem zde zjistila druh *Stylodrilus heringianus* a ploštěnku *Dugesia gonocephala*. Opět jsem nezaregistrovala čeleď *Enchytraeidae*.

Mezi očekávanými druhy se objevily nejen druhy zjištěné čeledě *Baetidae*, ale také *Heptageniidae* a *Ephemerellidae*. Očekávána potom byla ještě čeleď *Leptophlebiidae*, kterou jsem ale v tomto úseku nezjistila.

Druh *Leuctra inermis*, rody *Isoperla* a *Siphonoperla* a čeleď *Taeniopterygidae* nebyly zastoupeny ani v tomto úseku, zato jsem zde zjistila čeleď *Nemouridae*. Očekávání a zároveň zjištění byli chrostíci čeledě *Limnephilidae*, *Rhyacophilidae* a *Sericostomatidae*.

Z brouků jsem v úseku č. 2 zjistila čeleď *Elmidae*, ze které je zde očekávaný rod *Elmis*. Rod *Hydraena* jsem neobjevila ani v tomto úseku. Z očekávaných *Dipter* byla hojně zastoupena čeleď *Chironomidae*. Další zjištěnou a očekávanou čeledí je čeleď *Limoniidae*. Tentokrát jsem neobjevila čeleď *Simuliidae*. Hnízdotvorky (*Athericidae*) jsem nezaregistrovala.

Kromě uvedených dvou taxonů, které se vyskytovaly a zároveň byly očekávány ve vzorku odebraném dne 15. 4. v úseku č. 3, jsem našla ještě jeden taxon s pravděpodobností 16,7, jednalo se o druh *Perlodes microcephalus*, který byl zjištěn v počtu 4 jedinců. V květnovém odběru z úseku č. 3 se kromě blešivce a ploštěnky nacházel ještě druh *Eiseniella tetraedra* s pravděpodobností 28,5, rod *Ceratopogonidae* s pravděpodobností 27,3 a *Ancyclus fluviatilis* s pravděpodobností 6,7, také *Erpobdella octocolata*, ta ale s velmi nízkou pravděpodobností, pouhých 0,2.

Výsledné hodnoty čísla B, tj. podíl zjištěného a očekávaného počtu taxonů, shrnuje tato tabulka 12:

**Tabulka 12 Výsledné hodnoty čísla B**

Lokalita	Datum	číslo B (limit 50%)
Úsek č. 1	15. 4.	0,05051 **
	19. 5.	0,05051 **
Úsek č. 2	15. 4.	0,09217 **
	19. 5.	0,09217 **
Úsek č. 3	15. 4.	0,09259 **
	19. 5.	0,09259 **

Hodnoty čísla B jsou velmi malé, spíše blízké nule než jedničce. Tedy mohu říci, že daná lokalita neodpovídá standardu a hodně se od něj liší. Nejhuře je hodnocen úsek č. 1. Hvězdičky za číslem B znamenají velkou hodnotu nejmenší vzdálenosti od centroidů skupin vzhledem k souboru hodnot nejmenších vzdáleností všech lokalit podkladové databáze. V našem případě dvě hvězdičky říkají, že nejmenší vzdálenost je větší než maximum podkladové databáze (glosář programu HOBENT). Jinými slovy je hodnocená lokalita svými proměnnými prostředí poměrně daleko od souboru lokalit podkladové databáze. Pravděpodobnosti, že lokalita patří do skupin podkladové databáze, mají o něco menší smysl, ale výsledky jsou ještě zcela přijatelné.

#### **4.9 Botanický průzkum**

Orientační kvalitativní botanický průzkum jsem prováděla od dubna do listopadu roku 2012. V dubnu jsem určila pouze tři druhy, všechny v úseku č. 2. Šlo o tyto druhy jarního aspektu: *Caltha palustris*, *Chrysplenium alternifolium* a *Primula veris*. Většinu taxonů jsem potom určila během května, června, července nebo srpna. V září byly většinou rostliny odkvetlé, v říjnu už odumíraly a v listopadu jsem sbírala pouze mechorosty. Celkem jsem zjistila 37 taxonů (druhů nebo rodů) vyšších rostlin ve 22 čeledích (příloha 11). Na počet taxonů byl nejbohatší úsek č. 2, potom úsek č. 3 a nejméně jich bylo v úseku č. 1. Dvojice úseků č. 1 a 2 a č. 1 a 3 se shodují ve dvou taxonech a úseky č. 2 a 3 ve 3 taxonech. V jednom druhu se všechny úseky shodují, je jím *Urtica dioica*. Jednotlivé taxony a jejich přítomnost (●) a nepřítomnost (bez značky) v daném úseku ukazuje následující tabulka:

**Tabulka 13 Inventarizační seznam taxonů rostlin zjištěných v úsecích č. 1, 2 a 3**

Latinský název	Úsek č. 1	Úsek č. 2	Úsek č. 3
<i>Equisetum arvense</i> L.		•	
<i>Dryopteris filix-mas</i> (L.) Schott		•	
<i>Caltha palustris</i> subsp. <i>laeta</i> (Schott et al.) Hegi		•	
<i>Ranunculus repens</i> L.		•	
<i>Urtica dioica</i> L.	•	•	•
<i>Cerastium holosteoides</i> Fries subsp. <i>triviale</i>			•
<i>Rumex acetosa</i> L.			•
<i>Hypericum perforatum</i> L.	•		
<i>Hypericum hirsutum</i> L.	•		
<i>Cardamine amara</i> L.		•	•
<i>Primula veris</i> L.		•	
<i>Chrysplenium alternifolium</i> L.		•	
<i>Alchemilla</i> sp.			•
<i>Filipendula ulmaria</i> (L.) Maxim.		•	
<i>Geum rivale</i> L.		•	•
<i>Geum urbanum</i> L.			•
<i>Rubus</i> sp.	•		
<i>Epilobium parviflorum</i> Schreber	•		•
<i>Geranium pratense</i> L.			•
<i>Impatiens noli-tangere</i> L.		•	
<i>Heracleum sphodylium</i> L.	•		
<i>Myosotis nemorosa</i> Besser.	•	•	
<i>Glechoma hederacea</i> L.			•
<i>Mentha longifolia</i> (L.) L.			•
<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop.	•		
<i>Doronicum austriacum</i> Jacq.		•	
<i>Senecio ovatus</i> (G., M. et Sch.) Willd.		•	
<i>Veratrum</i> sp.		•	
<i>Juncus bulbosus</i> L.		•	
<i>Carex acuta</i> L.		•	
<i>Agrostis</i> sp.		•	
<i>Avenella flexuosa</i> (L.) Drejer		•	
<i>Glyceria fluitans</i> (L.) R. Br.			•
<i>Holcus lanatus</i> L.			•
<i>Hordelymus europaeus</i> (L.) Harz			•
<i>Phleum pratense</i> L.			•
<i>Poa trivialis</i> L.			•

Dle následující tabulky 14, která ukazuje hodnoty Sørensenova a Jaccardova koeficientu pro jednotlivé dvojice úseků, se jednotlivé úseky vzájemně podobají velmi málo. Podle Sørensenova koeficientu se nejvíce podobají úseky č. 2 a 3 a to v 17,1 % taxonů, dále úseky č. 1 a 3, v 16,7 % taxonů a úseky č. 1 a 2 pouze ve 14,8 % taxonů. Jaccardův koeficient potom ukazuje, že úseky se podobají mnohem méně. Úsek č. 2 a 3 pouze v 9,4 % taxonů, úsek č. 1 a 3 v 9,1 % taxonů a úsek č. 1 a 2 v 8 % taxonů.



**Tabulka 14 Koeficienty podobnosti jednotlivých úseků z botanického hlediska**

Lokalita		Úsek č. 1	Úsek č. 2	Úsek č. 3
Úsek č. 1	S <sub>S</sub>			
	S <sub>J</sub>	x		
Úsek č. 2	S <sub>S</sub>	0,148		
	S <sub>J</sub>	0,08	x	
Úsek č. 3	S <sub>S</sub>	0,167	0,171	
	S <sub>J</sub>	0,091	0,094	x

V úseku č. 2 jsem zaznamenala celkem 7 druhů mechů a 1 druh játrovky (*Scapania undulata*). V následující tabulce jsou uvedeny také české názvy nalezených mechorostů, protože jsou známější než latinské.

**Tabulka 15 Inventarizační seznam mechorostů nalezených v úseku č. 2**

Latinský název	Český název
<i>Atrichum undulatum</i> (Hedw.) P. Beauv.	bezláska vlnkatá
<i>Brachythecium rivulare</i> Schimp.	baňatka potoční
<i>Cirriphyllum piliferum</i> (Hedw.) Grout	hájovka chluponosná
<i>Mnium hornum</i> Hedw.	měřík trsnatý
<i>Oxyrrhynchium hians</i> (Hedw.) Loeske	trněnka odstálá
<i>Plagiomnium undulatum</i> (Hedw.) T. J. Kop.	měřík čeřitý
<i>Rhizomnium punctatum</i> (Hedw.) T. J. Kop.	měřík tečkovaný
<i>Scapania undulata</i> (L.) Dumort	kýlnatka zvlněná

#### **4.10 Návrh revitalizace mikropovodí Štáhelského potoka**

Návrh revitalizace člením do tří tematických okruhů. První z nich jsou úpravy samotného potoka a bezprostředně k němu přiléhajícího území (1). Druhou částí jsou návrhy opatření plnicí zejména protierozní, ale samozřejmě i jiné funkce, v zemědělsky využívané ploše mikropovodí (2). Poslední část se potom týká té plochy mikropovodí, která je pokryta lesem (3). Všechny návrhy, které bylo možno graficky znázornit, jsem zakreslila do ortofota. Celkový výsledek je zachycen na obrázku 49 (příloha 12) a slovně jej popíši dále.

Ad 1) Začnu tedy revitalizací týkající se samotného Štáhelského potoka a na něj navazujícího okolí. V pramenné části potoka, která byla, jak jsem již uvedla dříve, v minulosti odvodněna podzemními drény, navrhuji tuto drenáž zrušit. Tím dosáhneme efektu zvýšení hladiny podzemní vody, voda se dostane blíže k povrchu, respektive dojde k jejímu povrchovému odtoku a výsledkem bude podmáčení této plochy, které je vhodné pro obnovu zaniklého prameništěního mokřadu. Rozsah tohoto prameništěního mokřadu je zachycen na již zmiňovaném obrázku 49 v příloze 12. V terénu je v této prameništění plošině patrná mírně hluboká, ale plošně velká terénní prohlubeň, v níž se voda bude zachycovat. Proto považuji za dobré této prohlubně využít, lépe ji vymodelovat a vytvořit z ní tůň, respektive několik tůní s velmi pozvolnými svahy, hloubkou maximálně 1 m s rozsáhlým litorálem, tj. příbřežním pásmem s hloubkou vody do 50 cm, o ploše litorálu cca  $\frac{1}{2}$  rozlohy tůně. Podobných tůní by mohlo vzniknout v prameništěním mokřadu celkem pět, přičemž rozloha tůní může být různá, od malinkých „ok“ (cca 10 m<sup>2</sup>) po rozsáhlejší (cca 200 m<sup>2</sup>). Jednalo by se o tůně závislé na hladině podzemní vody, jejichž hladina by tedy kolísala s hladinou pozemní vody. Pro názornější představu jsem obvod mokřadu orientačně zakreslila do fotografie (obrázek 50, příloha 12) s tím, že vyznačený obvod by mohl být ještě mnohem širší (do fotografie se mi plocha zakresluje špatně). Ilustrační fotografie prameništění tůně, která byla vytvořena v roce 2008 v rámci projektu „Obnova krajinných struktur v okolí Břidličné“ v prameništi potoka Bazalverk, který je dlouhý cca 2 km, je na obrázku 51 v příloze 12. Obě lokality jsou od sebe vzdáleny jen 3 km vzdušnou čarou. Tůně v prameništi Štáhelského potoka by tedy mohly mít velmi podobný charakter. Navíc z vlastní zkušenosti s revitalizačními tůněmi v prameništi Bazalverku mohu potvrdit, že tamější tůně jsou dostatečně zásobeny vodou a jsou trvale zvodnělé.

Podobný mokřad, ale o menší rozloze a pouze s třemi tůňemi, navrhuji vytvořit také v pramenné části bezejmenného pravostranného přítoku Štáhelského potoka. Dále by bylo dobré, aby ještě jeden velmi malý mokřad vznikl v oblasti nad úsekem č. 2. Zde je totiž v kolejích vyjetých těžkou technikou několik drobných kaluží. Navíc se tato část pastviny těžko obhospodařuje a těžká technika se tomuto místu stejně vyhýbá. O podmáčení půdy v těchto místech vypovídají také porosty ostřic. Jedná se o cca 10 m dlouhý a 4 m široký mokřad, v němž také navrhuji vyhloubit jednu drobnou tůňku o ploše pouhých 10 m<sup>2</sup>. Fotografie tohoto potenciálního mokřadu je zachycena na obrázku 52 v příloze 12. Příčný řez navrhovanými mokřadními tůňemi je uveden na obrázku 53 v příloze 12.

Návrh revitalizace počítá s tím, že na obnovený mokřad naváže pramenná stružka, která se spontánně vytvoří v údolnici. Technicky bude potřeba vyřešit její křížení s polní cestou. Pravděpodobně nejlepším řešením je provedení vody propustkem, který by ovšem nebyl zahlouben, jako je tomu ve stávající stavu. Původní koryto Štáhelského potoka v délce 638 m navrhuji zasypat (po předchozím odstranění žlabovek ve dně a polovegetačních tvárnic z břehů) a jeho novou trasu vinout zhruba v původním směru, ale zároveň ji více klikatit (upozorňuji, že není vhodné vytvářet meandry, protože v těchto nadmořských výškách a při daných sklonitostních poměrech terénu to není přirozené, meandry se mohou tvořit pouze v méně sklonité části potoka s vyvinutou nivou, tj. kolem úseku č. 2, neboli ve střední 2. části potoka). Navržená trasa potoka několikrát překříží původní koryto. Tyto odříznuté úseky navrhuji upravit do podoby celkem 5ti neprůtočných tůní, jak naznačuje ilustrační kresba v příloze 12 na obrázku 49 vpravo. Výše hladiny vody v tůňích bude kolísat v závislosti na výšce hladiny podzemní vody a tůně budou sloužit jako retenční prostor.

Tímto se dostávám k tomu, jak by mělo nové koryto Štáhelského potoka v této revitalizované horní části vypadat. Oproti původní trase by mělo mít přírodní vzhled (obrázek 54, příloha 12). Jako předloha by měl posloužit stávající stav střední části Štáhelského potoka. To znamená, že by mělo být rozhodně velmi mělké, na příčném průřezu tvaru ploché mísy. Šířka koryta by se měla směrem po proudu pozvolna rozšiřovat, přičemž poměr šířky a hloubky by měl být 4:1 a větší. Příčný profil koryta by měl být členitý. Dále by mělo mít menší kapacitu, mělo by být dimenzované pro provedení návrhového průtoku  $Q_1$ . V případě, že by koryto bylo nadměrně velké, bylo by možno uvažovat o korytě menším (ne však menším než  $Q_{30d}$ ). Zároveň by koryto nemělo být zbytečně opevněno, protože jeho stabilita je dostatečně zajištěna mělkým

a málo kapacitním korytem, v případě potřeby je možno použít příčné záhozové pásy ve dně. V podélném profilu by se v korytě měly střídat mělké úseky – brody a úseky s hlubší vodou – tůň a to v rozestupech velkých jako šestinásobek šířky koryta. Přítomnost mělkých prohlubní, ale i větších tůní ve dně zajistí, aby v období sucha nedošlo k úplnému vyschnutí potoka.

Je rovněž důležité, aby na novou trasu koryta navazoval potoční pás široký alespoň 10 m, v němž se může koryto samovolně posouvat a kde je zároveň umožněn neškodný rozliv vody při větších průtocích. Tento oboustranný potoční pás má, pokud je koryto správně mělké, charakter mokřadu. Jak je patrné z obrázku 49 v příloze 12, sleduji revitalizací obnovit mokřad v rozsahu, který jsem odvodila z mapy Pozemkového katastru (viz kapitola 4.1.2).

Na pravém břehu revitalizované části koryta je to pás široký minimálně 10 m, ale na mnohých místech se rozšiřuje. Zajímavější je levý břeh. Zde má totiž obnova mokřadu mnohem větší rozsah, přičemž i zde navrhuji vyhloubení zemních tůní. Předpokládám, že pět tůní bude dostačujících, tůň mohou mít opět různou velikost. Tyto tůně se liší svým charakterem od dříve uváděných tůní, protože jsou záměrně situovány do míst přerušovaných odvodňovacích drénů, ze kterých jsou napájeny. Z tohoto důvodu musí být také alespoň nejvýše položená tůň dostatečně hluboká. Jelikož nevím, v jakém rozpětí jsou v této části mikropovodí drény pod zemí uloženy, vyjdu z toho, že bude dostačující zhruba ve vzdálenosti 100 m od potoka tyto drény přerušit a ve zbytku trasy směrem k potoku odstranit. Bezprostředně pod přerušením navrhuji vyhloubit tři kaskádovitě uspořádané tůně a případně ještě jednu bočně, bude-li i v tomto místě dostatek vody. Jednotlivé tůně by měly být propojeny drobným korytkem tak, aby voda mohla odtékat z výše položené tůně do nižší a neohrožovala stabilitu hrázky, která by měla být u všech těchto tůní vytvořena v podobě zemního valu. Celková podoba tohoto mokřadu s tůněmi je zachycena na obrázku 49 v příloze 12. Na základě terénního průzkumu usuzuji, že v oblasti navrhovaného mokřadu jsou svodné drény dva (našla jsem dvě jejich vyústění do potoka). Také v místě přerušení druhého drénu navrhuji vyhloubit tůň, tentokrát pouze jednu.

Velmi důležitý je vegetační doprovod navrhovaných tůní a nového koryta Štáhelského potoka, přičemž je třeba při revitalizaci v maximální míře zachovat a využít stávající vzrostlou zeleň a chránit ji před poškozením v průběhu stavebních prací. Mýcení je možné pouze v ojedinělých případech. Vegetační doprovod nových tůní navrhuji založit v podobě hustých skupin vrbových řízků druhů vrba jíva (*Salix caprea*)

a vrba popelavá (*S. cinerea*), doplňkově potom olší, především olší šedou (*Alnus incana*), ale také olší lepkavou (*A. glutinosa*). Stromové patro může být doplněno keři krušiny olšové (*Frangula alnus*) a střemchy ptačí (*Padus avium*). Pro vývoj obojživelníků je ale důležité zachovat hladinu z větší části osluněnou, proto navrhuji osadit pouze S okraje všech tůní.

Břehové a doprovodné porosty, které jsou v revitalizované části potoka přítomny velmi skromně, navrhuji doplnit nerovnoměrně rozmístěnou spíše hustší výsadbou tak, aby zůstaly zachovány i různě velké travnaté plochy. Za vhodné stromové dřeviny považuji javor klen (*Acer pseudoplatanus*), olše (*Alnus incana* a *A. glutinosa*), jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*) a doplňkově doporučuji také břízy (*Betula pendula* a *B. pubescens*), jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*) a jilm horský (*Ulmus glabra*). Stromové patro doporučuji doplnit keři, především krušinou olšovou (*Frangula alnus*), ale také střemchou obecnou (*Padus avium*), kalinou obecnou (*Viburnum opulus*) a brslenem evropským (*Euonymus europaeus*).

Je nutné dohlédnout na kvalitu sazenic, správně je zasadit, následně o ně pečovat a zajistit jejich kvalitní ochranu před okusem zvěří. Zvláště keře doporučuji sázet v hustých skupinách. Okolní travní porosty v mokřadu je vhodné kosit ručně alespoň jednou ročně, aby mokřad nezarostl nálety. Případné zazemněné tůně je vhodné po čase obnovit.

Vhodným předobrazem pro revitalizaci tohoto úseku je níže položená střední část potoka (část 2. viz též kapitola 3.5). Vzhledem k tomu, že revitalizovaná horní (1. část) potoka nebude mít koryto zahlobeno, jako je tomu v současnosti, bude třeba řešit jejich vzájemnou podélnou návaznost. Tento problém navrhuji vyřešit pozvolným kamenitým skluzem, který bude dostatečně zajištěn vůči zpětné erozi dna.

Co se týče spodní 3. části Štáhelského potoka, ve které se nachází úsek č. 3, jsem si vědoma důležitosti zachovat koryto v současné podobě, tj. dostatečně kapacitní, aby při větších průtocích nedošlo k ohrožení zástavby a obyvatel obce Malá Štáhle. Zároveň je ale možné zvýšit ekologickou hodnotu i této části toku. Lze to provést tak, že se do lichoběžníkového profilu vloží velmi členitá kyneta, která se jednoduše vytvaruje za pomoci větších kamenů. Detail takového řešení ukazuje obrázek 49 v příloze 12 (schéma vlevo).

Ad 2) Jelikož se v mikropovodí Štáhelského potoka v současnosti vyskytují pouze trvalé pastviny, není nutné navrhovat protierozní opatření organizačního

a agrotechnického charakteru, pouze opatření technického charakteru. Do krajiny v mikropovodí Štáhelského potoka tedy navrhuji aplikovat protierozní meze s průlehy, které zároveň plní celou řadu jiných krajinnotvorných funkcí. Docílíme tak zkrácení délek svahů, což se projeví na snížení potenciální ohroženosti půd vodní erozí. Protierozní meze navrhuji vytvářet ve směru vrstevnic nebo s mírným sklonem do 3 %, dále je zatravnit a osázet doprovodnou zelení o druhově pestré skladbě. Meze jsou vybaveny záchytnými průlehy, které slouží k zachycení a infiltraci vody z přívalových dešťů nebo tání sněhu. Měly by mít vzhled mělkých, vegetací zpevněných širokých příkopů s mírnými sklony svahů. Schéma navrhovaných mezí jsem načrtla a uvádím jej v obrázku 55 v příloze 12. Celkově navrhuji v mikropovodí Štáhelského potoka vytvořit 16 mezí (viz příloha 12, obrázek 49). V území se ojediněle nacházejí vhodné zbytky terénních stupňů, které lze využít k tvorbě meze. Jeden z nich je zachycen na obrázku 56 v příloze 12. Tento stupeň dokonce samovolně zarůstá vegetací, protože těžká technika přes něj nepřejede.

Jako další revitalizační zásah navrhuji založit remízky, protože jejich význam v zemědělské krajině je značný především z hlediska biodiverzity. Tyto remízky navrhuji celkem tři a měly by být situovány ve vrcholových partiích mikropovodí. Jejich umístění je patrné z obrázku 49 v příloze 12. Remízky by měly zaujímat zhruba okrouhlý tvar a je vhodné v nich vytvářet hromady kamenů, kupy dříví, kompost v podobě posekané trávy apod. Tyto tzv. „náhodné struktury“ se totiž stávají základem celé řady mikrobiotopů. Kromě remízků se toto doporučení vztahuje i na nově zakládáné meze.

Meze a remízky navrhuji osadit stromy a keři do oplocenek, přičemž keře je vhodné sadit ve shlucích a spíše na okraje mezí a remízků. Jelikož se v těchto oblastech původně vyskytovaly květnaté bučiny (viz kapitola 1.2.7) navrhuji, aby kosterní dřevinou mezí a remízů byl buk lesní (*Fagus sylvatica*). Je vhodné zde hojně vysadit také javor klen (*Acer pseudoplatanus*), břízu bělokorou (*Betula pendula*), habr obecný (*Carpinus betulus*), jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*) a jilm horský (*Ulmus glabra*) s příměsí jasanu ztepilého (*Fraxinus excelsior*), jedle bělokoré (*Abies alba*) a lípy malolisté (*Tilia cordata*) a velkolisté (*T. platyphyllos*). Z keřů potom vysadit ve velké míře hloh velkoplodý (*Crataegus x macrocarpa*), kalinu obecnou (*Viburnum opulus*), brslen evropský (*Euonymus europaeus*), zimolez černý (*Lonicera nigra*) a růži převislou (*Rosa pendulina*). Zvláště do mezí je potom vhodná třešeň ptačí (*Cerasus avium*), slivoň trnka (*Prunus spinosa*) a z keřů také líska obecná (*Corylus avellana*).

Celkem podél tří cest navrhuji obnovu stromořadí. Co se týče dožívajícího stromořadí podél polní cesty procházející prameništěm Štáhelského potoka, odklonila bych se od bříz, kterými jsou zbytky stromořadí tvořeny. Břízy jsou sice z estetického hlediska velmi působivé, ale z důvodu jejich nižší životnosti a křehkosti navrhuji nahradit je poněkud odolnějšími kleny (*Acer pseudoplatanus*), které by, na rozdíl od bříz, neměly trpět lámáním větví v důsledku námrazy. Rozsah výsadeb je zachycen na obrázku 57 v příloze 12. Stromořadí podél polní cesty zhruba uprostřed mikropovodí navrhuji vytvořit především z jeřábů ptačích (*Sorbus aucuparia*). Jelikož je ale tato cesta oproti výše zmíněné polní cestě procházející prameništěm lépe chráněna vůči západním větrům, je možno zde počítat s vytvořením stromořadí se střídáním jeřábů a bříz (*Betula pendula*). Můžeme tak do zdejší krajiny přenést prvek typický pro Vysočinu. Posledním obnovovaným stromořadím je úsek podél silnice č. 11, která prochází SZ částí mikropovodí. Zde navrhuji vysadit lípu malolistou (*Tilia cordata*). O všechny vysazené dřeviny je nutné pečovat (opravovat úvazky, také dohlédnout aby se nezařezávaly, v době sucha výsadbu zalévat atd.) alespoň prvních pět let po výsadbě, poté by již měly být oplocenky a individuální ochrany odstraněny.

Ad 3) Lesní porosty přítomné v mikropovodí Štáhelského potoka se nacházejí na velmi svažitéch pozemcích, z tohoto důvodu zde navrhuji místy hojně smrkové monokultury nahradit druhově a věkově pestřejší skladbou původních dřevin s vyšším zastoupením listnáčů, jako je buk lesní (*Fagus sylvatica*), jilm horský (*Ulmus glabra*) a další. Dále je potřeba v těchto svažitých územích mít na zřeteli nebezpečí eroze lesních cest a svážnic.

Jako doplňkové revitalizační opatření organizačního charakteru bych navrhovala zavést v mikropovodí Štáhelského potoka pastvu ovcí, které jsou do těchto podhorských oblastí zvláště vhodné. Ovce navíc dokáží zhodnotit i velmi málo produktivní TTP.

## 5 Diskuse

Přesto, že je Štáhelský potok v současné době v jeho horní části uměle prodloužen, jsem srovnáním délek jeho současné a historické trasy zjistila, že současná délka trasy potoka je o 184 m kratší než délka jeho historické trasy. K tomuto zkrácení koryta o 7 % původní délky došlo především v důsledku zrušení jeho vinutí a následným umělým napřímením, dále také převedením jeho levé větve, kterou považuji za zdrojnicí, do odvodňovacích drénů.

Problematikou zkracování, degradací či přímo zánikem říčních krajín se zabývali a zabývají mnozí autoři: Bednář a Štěrba (2009) zjistili, že 51,5 % iniciálních říčních krajín se nachází v zemědělské krajíně, kde jsou téměř všechny vystaveny negativnímu vlivu velkoplošného zemědělství. Také podotýkají, že určitá neznámá část říčních krajín podlehla tlaku na vytváření zemědělsky využívaných ploch a zcela vymizela, což potvrzuje situaci, kterou můžeme sledovat v mikropovodí Štáhelského potoka. Závěrem autoři upozorňují na to, že více než 80 % říčních krajín ČR bylo buď zničeno, nebo alespoň negativně ovlivněno a vztahují to k problematice povodní, které jen odráží tento neutěšený stav. Stejně tak Měkotová (2009) a Langhammer a Vajskebr (2007) dávají do souvislosti nevhodné úpravy toků s povodňovými situacemi. Poslední jmenovaní potom vysvětlují, že zkrácením délky vodního toku dochází ke snížení celkového objemu říční sítě, což při povodňové situaci vede ke zvětšení podílu odtoku, který je potřeba převést mimo vlastní koryto. To následně vedlo projektanty k takovým řešením, která zvětšovala objemovou kapacitu koryt těchto drobných toků, ovšem za cenu jejich výrazného zahloubení pod úroveň okolního terénu.

K podobným, avšak mnohem zřetelnějším, závěrům, nežli já, došli při analýze zkracování říční sítě v GIS Langhammer a Vajskebr (2007), kteří analyzovali celé povodí řeky Otavy za posledních 150 let a zaregistrovali zkrácení vodních toků až o 40 % jejich původní délky. Dospěli k tomu, že k největším změnám říčních krajín docházelo ve spodních úsecích velkých řek a na drobných tocích v zemědělské krajíně. Naopak nejmenší změny délek vodních toků zjistili v horních částech povodí v horských oblastech, což připisují tamějšímu nízkému tlaku na využití území, zároveň však upozorňují, že i v tomto případě existují výjimky. Zásadní změny v délkách toků směrem ke zkrácení zaznamenali (ib.) mezi II. a III. vojenským mapováním. Dále v 1. polovině 20. století zaregistrovali zkrácení zejména drobných toků a také to, že



byly dále upravovány i toky již zkrácené. Úpravy provedené ve 2. polovině 20. století již nedosahovaly takového rozsahu jako v předchozím období, to ale souvisí s tím, že do jejich analýz nebyly zahrnuty drobné vodní toky, na které se v této době přesunula pozornost v souvislosti s úpravami, protože nebyly z historických map zjistitelné. Citovaní autoři (ib.) konstatují, že četnost technických úprav v současnosti klesá, přesto se občas nějaká nevhodná úprava objeví. I oni docházejí k závěrům o spojení mezi zkrácením hydrografické sítě a následky povodní. Řešením situace podle nich může být vhodně navržená a provedená revitalizace vodního toku.

Také Valentová a Měkotová (2009) a Valentová (2011), která prováděla průzkum na Olomoucku a částečně i na Přerovsku, dospěla k zajímavým výsledkům. Zabývala se zkracováním délky drobných zemědělských toků, snižováním jejich počtu v důsledku zatrubňování a odvodňování zemědělských ploch, a ve výsledku úbytkem plochy říční krajiny. Výsledky její práce ukázaly, že došlo k 26 % poklesu počtu vodních toků, 32 % úbytku délky toků a více než polovičnímu zkrácení podílu vodních toků, kolem kterých je zachována říční niva. To vše v období od 19. století do současnosti. Také zjistila, že v této době došlo k likvidaci 65 % původních říčních krajin. Autorka zdůrazňuje, že v největší míře byly zasaženy drobné vodní toky do 2 km od pramene.

Je také nutno podotknout, že to, co já pokládám za historickou trasu koryta Štáhelského potoka podle mapy Pozemkového katastru, zdaleka nemusí být trasa přirozená, ale může být už částečně dříve upravena, protože, jak vyplývá z předešlého textu, k zásahům do říčních krajin docházelo již mnohem dříve než ve 20. století. Obrdlík a kol. (1991) dokonce uvádí, že v evropském měřítku dochází k úpravám toků během posledních 250 let. Tento problém by vyřešila hlubší historická analýza provedená v zájmovém mikropovodí. Ze srovnání s uvedenými autory vyplývá, že Štáhelský potok, ač se nachází ve vyšších nadmořských výškách a v oblasti s málo úrodnými půdami, také podlehl tlaku na vysokou zemědělskou produkci, stejně jako zájmové oblasti diskutovaných autorů, a byl zásadně změněn. Mikropovodí Štáhelského potoka je ale příliš malé na to, abychom mohli vyvozovat nějaké obecné závěry, k tomuto účelu by bylo dobré podrobit analýze mnohem širší území.

Lipský (2000; 2002) upozorňuje, že vojenské mapy II. a III. vojenského mapování sice poskytují zajímavé doplňující informace o změnách vegetačního krytu a vodních ploch, ale nejsou systematicky využitelné pro detailní průzkum území, tj. pro

průzkum mikrostruktury krajiny. Autor ale zdůrazňuje, že v těchto mapách můžeme snadno rozlišit ornou půdu od TTP. Podle těchto map byly TTP mnohem více rozšířené než v současnosti, což souvisí s vyšší ekologickou stabilitou tehdejší krajiny. Lesů naopak bylo v té době podstatně méně než dnes. Při analýze historického využití území v mikropovodí Štáhelského potoka jsem dospěla k obdobným výsledkům, ale v mapě III. vojenského mapování jsem nerozlišila Štáhelský potok, ani TTP a ornou půdu. Proto jsem se zaměřila na II. vojenské mapování, jehož rozborem jsem zjistila menší zastoupení lesa oproti stavu, který je zde možno nalézt po 161 letech od konce II. vojenského mapování, tj. od roku 1852. Na druhé straně, oproti historickému stavu výrazně ubylo TTP. V období kolem roku 1990 v tomto území totiž dominovalo zastoupení orné půdy, která někdejší TTP prakticky nahradila. Teprve v nedávné době, mezi roky 1990 a 2000, došlo opět k jednorázovému zatravnění orné půdy. Můžeme tedy říci, že vývoj krajinné struktury v mikropovodí Štáhelského potoka odpovídá obecnému trendu vývoje krajiny a její struktury na celém území České republiky.

Dle Sádla a Karlíka (2002) je při porovnávání historických a současných map důležité nezapomínat na to, že se v průběhu času měnila nejen prostorová distribuce plošek náležejících do jednotlivých prvků legendy k mapě, tedy typů land use, ale i povaha a definice těchto prvků, což je zapříčiněno vývojem způsobů obhospodařování. Proto je podle těchto autorů dnes velmi složité v rámci bezlesí správně interpretovat rozdíly mezi polem, pastvinou, loukou, úhorem nebo lučním ladem. Tyto kategorie jsem v použitých historických mapách také nerozlišila. Stojí za tím (ib.) dvě příčiny. První je ta, že vojenská mapování tato rozlišení nepokládala z hlediska vojenských účelů za důležité a druhou příčinou je, že tyto jednotky přecházely v prostoru a cyklovaly v čase, což samozřejmě ztěžovalo jejich hodnocení. Zelenou barvou byla (ib.) znázorněna vlhčí stanoviště s TTP, především potoční nivy, ale často také reprezentovala zahrady a sady. Konkrétní obhospodařování TTP však z map nevyčteme. Tyto potoční nivy jsem v mapě II. vojenského mapování identifikovala, avšak ve III. vojenském mapování už nikoliv. Ovšem pastviny a pole jsou znázorněna stejnou barvou (ib.) – barvou papíru, což znemožňuje jejich odlišení. Je to pravděpodobně způsobeno tím, že se běžně páslo i na úhorech.

Co se týče lesů, již několikrát zmínění autoři Sádlo a Karlík (2002) podotýkají, že se nyní nacházíme v nejlesnatějším období za poslední alespoň tři staletí, navíc i ekologická kvalita lesů se podle nich zlepšila. Během 18. století a 1. poloviny 19. století (ib.) proběhla vlna kolonizace neúrodných a lesnatých oblastí. Právě období

po této vlně zachycují vojenská mapování. Příčiny nárůstu plochy lesa byly následující (ib.): přechod z trojpolního hospodaření na střídavé znamenal menší potřebu zemědělské půdy, zrušením poddanství a roboty bylo neekonomické udržování ploch málo produktivních i vzdálených od sídla, také po úpadku chovu ovcí v 19. století došlo k rozšíření lesů na bývalé pastviny, koncem 19. století zanikla i obecní pastva. Zaváděním mechanizace došlo k úpadku nivního bezlesí, které spontánně zarostlo. Také v současnosti se lesy rozšiřují, protože dochází k útlumu zemědělství a mnohé plochy jsou uměle zalesňovány nebo postupně zarůstají.

Velmi zajímavým jevem, se kterým se můžeme setkat v mikropovodí Štáhelského potoka, ale i v celé České republice, je skutečnost, že poprvé po 200 letech dochází ke zvětšování plochy luk a pastvin. K tomuto nárůstu plochy TTP v krajině dochází od roku 1990 v celé ČR (Lipský 2000). Dle stejného autora k rozsáhlým převodům orné půdy na pastviny docházelo na našem území po roce 1990 především z důvodu rozpadu zemědělských družstev a státních statků, následným přechodem pozemků do rukou soukromých vlastníků. Zásadně k tomu přispěl konec dotací podporujících zemědělskou produkci a naopak vznik a zahájení programu dotací na zatravnění orné půdy, dále také zdražení vstupů do zemědělské výroby (pohonné hmoty, chemická hnojiva apod.).

Z výzkumů Lipského (ib.) dále vyplynulo, že tyto změny jsou soustředěny především do údolí vodních toků a na okolní svahy, kde sledoval postupné zatravnění a zarůstání. Dále také zaznamenal nárůst rozsahu rozptýlené nelesní zeleně v krajině, především v podobě břehových porostů podél toků a na plochách nedostupných pro mechanizaci. Tyto změny jsem však v mikropovodí Štáhelského potoka nezaregistrovala. Současný vývoj krajiny se dle Lipského (2000) odráží také v zalesňování (převážně ve vrchovinných a horských oblastech). Zalesnění je podle něj nejjednodušším, ale ne zcela univerzálním řešením útlumu zemědělství.

Lipský (2007) také uvádí, že snižování výměry orné, ale i celkově zemědělské půdy, je trendem v celé Evropě. Hospodaření na menší výměře potom vede k vyšší intenzitě hospodaření, naopak na pozemcích, které se zalesňují nebo zatravnějí, klesá intenzita hospodaření. Dochází tak k polarizaci využívání krajiny.

Na základě mých výsledků mohu říci, že se velkoplošná struktura využívání krajiny v mikropovodí Štáhelského potoka od roku 1990 do současnosti výrazně nezměnila, a tedy vymezení zemědělské a lesní půdy je zde dlouhodobě stabilizované. Ekologické následky změny orné půdy na TTP v rámci vymezeného mikropovodí jsou

dle Lipského (2000) a Jakrlové (1995) pozitivní, protože došlo ke zvýšení ekologické stability (viz kapitola 4.4) a biodiverzity, ke snížení vodní eroze (viz kapitola 4.3) a dalším pozitivním jevům, jako např. ozdravení krajiny, zvýšení čistoty vody v potoce, snížení spotřeby umělých hnojiv a chemizace.

Ungerma (1995) vidí ve změnách využití zemědělské půdy a přesunutí zemědělské výroby na okraj ekonomických zájmů ohrožení a to zejména v podhorských a horských oblastech. Zdůrazňuje nutnost zachování zdejšího přírodního a kulturního bohatství, které tu po celá staletí smysluplnou činností v krajině vytvářel člověk – zemědělec. Požaduje tedy zachování extenzivní formy zemědělství, protože to ovlivňuje venkovský život v těchto oblastech. Autor potom říká, že je důležité nejdříve krajinu na velkoplošné zatravnění připravit za využití ÚSESů a uvádí příklad z Francie, kde došlo ke kalamitnému přemnožení hraboše polního po převedení rozsáhlých ploch orné půdy na TTP v otevřené krajině bez vysoké rozptýlené vegetace keřů a stromů. Dle uvedeného autora bylo zatravnění v mikropovodí Štáhelského potoka správné. Autor totiž uvádí, že přednostně by měly být zatravněny ty scelené pozemky v mikropovodích, kde jsou linie soustředěného povrchového odtoku, zejména v místech, kde bylo provedeno zatrubnění. Tedy v místech, která jsou citlivá z hlediska tvorby odtoku při srážkách.

Průměrná ztráta půdy vodní erozí byla hodnocena na malém území - v mikropovodí Štáhelského potoka. To odpovídá doporučení Netopila a Šarapatky (2009), které spočívá v tom, že při výpočtu ztráty půdy by mělo vždy být zahrnuto celé území povodí, případně mikropovodí, jinak dochází k nepřesnému stanovení LS faktoru. Janeček a kol. (2008) říkají, že odhad ztrát půdy a následné navrhování protierozní ochrany je nejefektivnější právě na lokální bázi. Stejní autoři upozorňují také na to, že odhady průměrných ztrát půdy erozí v globálním měřítku se velmi liší podle různých autorů, protože jsou zatíženy nepřesnostmi použitých metod a jejich extrapolací. Krása (2011) potom klade důraz na problematickou interpretaci modelů vodní eroze. Zdůvodňuje to tím, že stále máme jen omezené možnosti, jak reprezentovat přírodní procesy probíhající v krajině, která je tak komplexní a složitá. To se podle něj odráží v problémech s modelováním vodní eroze, kdy se realita od působivě vizualizovaných modelových výsledků může značně lišit. Říká také, že je velmi důležité znát místní podmínky a zachovat určitou opatrnost při interpretaci výsledků. Mitasova

a kol. (2010) upozorňují na to, že model USLE není dokonalý a že je potřeba jej nadále vylepšovat za využití moderních GIS technologií.

Abychom mohli posoudit míru erozního ohrožení pozemků, musíme výsledné hodnoty erozního smyvu porovnat s hodnotami přípustné ztráty půdy, které určují, jaká maximální ztráta půdy ještě umožňuje trvalou a ekonomickou úrodnost půdy. Obecně potom platí, že čím je půda erodovanější, tím menší je přípustná ztráta. Hodnoty přípustné ztráty půdy se liší podle hloubky půdy (Janeček 2008). Ve vymezeném mikropovodí se podle BPEJ nacházejí v určitých místech mělké půdy, u kterých dle Janečka (2008) přípustná ztráta půdy nesmí překročit  $1 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ . Při prolnutí těchto vyznačených pozemků s výslednou potenciální ztrátou půdy zjistíme, že maximální ztráta půdy na těchto pozemcích je  $0,2 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ , tudíž tyto pozemky vodní erozí ohroženy nejsou. Ostatní pozemky jsou na půdách středně hlubokých, kde je limit pro přípustné ztráty půdy stanoven na  $4 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ . Tento limit je překročen pouze na miniaturních ploškách, které jsou na obrázku vyznačeny červeně. Tyto plošky svírají zpravidla ostrý úhel se směrem proudu vody ve Štáhelském potoce, resp. jeho přítoku a vyskytují se v horní polovině jeho délky. Na těchto výsledcích se přesvědčujeme, že trvalý travní porost (TTP) dobře chrání půdu před erozí. Kvítek a Tipll (2003) ale upozorňují, že je důležité, aby tento porost byl dobře zapojený a hlavně udržovaný.

Výsledná hodnota koeficientu ekologické stability je velmi vysoká. Lipský (1998) uvádí, že krajina s  $K_{es}$  vyšším než 3,00 je přírodě blízká až přírodní, výrazně v ní převažují ekologicky stabilní struktury a je charakteristická nízkou intenzitou využívání této krajiny člověkem. S takovou interpretací vypočtené hodnoty  $K_{es}$  pro hodnocené území nelze souhlasit. Krajina v mikropovodí Štáhelského potoka je člověkem výrazně pozměněná. Zemědělské pozemky včetně těch, které jsou v kultuře TTP, jsou odvodněny soustavou drenáží a jejich zatravnění proběhlo až v průběhu posledních ca 20ti let. Zastoupené lesní porosty jsou převážně smrkovými monokulturami a potok je zregulovaný. Navíc tento koeficient nezohledňuje ekologický stav jednotlivých ploch vstupujících do výpočtu. V případě lesa nemůžeme stejně hodnotit smrkovou monokulturu a les o přirozené skladbě a různé věkové struktury. Podobně lze shledat rozdíly ve srovnání TTP založených na odvodněných plochách dosavadní orné půdy a druhově bohatých luk.

Lipský (2000) na tyto slabiny  $K_{es}$  upozorňuje, dále hovoří o jeho omezené vypovídací schopnosti a ošidnosti jeho mechanické aplikace pro vývojové časové

srovnání. Zdůrazňuje, že ho lze použít pouze pro orientační porovnání vymezených území v jednom časovém období a že není vhodný ke srovnání v časové řadě, protože nezohledňuje historicky odlišnou kvalitu a strukturu ploch v rámci stejné kategorie využití půdy. Stejný autor při svých výpočtech historického a současného  $K_{es}$  v krajině Viticka, stejně jako já, zjistil, že s výsledky nelze souhlasit. Vyšlo mu totiž, že ekologická stabilita krajiny Viticka je v současnosti na úrovni roku 1860 a že se od roku 1948 pouze zlepšuje. Ovocné sady, které byly v hodnocených oblastech mezitím založeny, jsou totiž řazeny do ekologicky stabilních ploch a výsledky vůbec neodrážejí to, že tyto sady byly intenzivně chemicky obhospodařovány a navíc postiženy vodní erozí. Lipský (2000) také dodává, že s tímto problémem se poněkud lépe vyrovnávají další obměny tohoto koeficientu, ale upozorňuje, že ani ty nejsou zcela bez výhrad.

Nicméně tento výsledek  $K_{es}$  koresponduje s výsledkem relativně nízké potenciální ohroženosti území vodní erozí, jak je uvedeno v kapitole 4.3, neboť v mikropovodí Štáhelského potoka převažuje vegetační kryt v podobě TTP, který spadá do kategorie stabilní krajinný prvek. Šoch (1995) uvádí, že v našich podmínkách jsou travní porosty jedním z nejstabilnějších ekosystémů v zemědělské krajině. Zároveň si ale uvědomuji, že výklad  $K_{es}$ , který je zúžený pouze na problematiku potenciální vodní eroze, je v rozporu s širokým pojetím pojmu ekologická stabilita krajiny.

Ve vytyčených třech úsecích Štáhelského potoka byly měřeny fyzikálně-chemické charakteristiky vody. Jelikož potok sezónně vysychá, nemohla být vždy provedena všechna měření.

Teplota vody je dle Oduma (1977) závislá na teplotě vzduchu, ale pozorujeme zpoždění ve změnách teploty vody oproti teplotě vzduchu. Z hlediska teploty vody můžeme sledovat podobný průběh u úseků č. 2 a 3, zatímco úsek č. 1 vykazoval průběh zcela odlišný. Vzestupný trend teploty vody v úseku č. 1 můžeme zdůvodnit tím, že se tato část potoka nachází ve volné krajině víceméně bez vyšší dřevinné vegetace, takže se voda v potoce rychle prohřívá. Co se týče úseků č. 2 a 3, naměřené hodnoty jsou zde nižší a můžeme říci, že průběh teploty vody v těchto úsecích odpovídá chodu teplot vzduchu v době každého měření.

V přirozených vodách kolísá pH v rozmezí od 3 do 10 (Sukop 2006). Lellák a Kubíček (1991) říkají, že pH kolem 3 je běžné v rašelinných vodách, které jsou kyselé a obsahují zvýšené koncentrace huminových kyselin, a pH kolem 10 je ve vodách, které mají vyšší obsah uhličitánů. Hodnoty pH naměřené v úsecích č. 1, 2 a 3 vykazují

přibližně stejný průběh a nacházejí se v rozmezí od 5 do 7, což je zhruba uprostřed mezi hodnotami, které výše jmenovaní autoři uvádějí jako přirozené. Na rozdíl od těchto autorů Poulíčková (1998) úžeji specifikuje pH čistých vod, které podle ní většinou kolísá v rozmezí od 6 do 8,5. Voda ve Štáhelském potoce dosáhla nejnižší hodnoty v dubnu v úseku č. 3: 5,25, tedy mírně pod touto hranicí. Ovšem s největší přesností nahlíží na pH vody norma, která klasifikuje jakost povrchových vod (ČSN 1998a). Dle této normy rozmezí hodnot od 6 do 8,5 zahrnuje vody neznečištěné, mírně znečištěné a znečištěné, zatímco rozmezí od 5,5 do 9 představuje vody silně znečištěné. Hodnoty menší než 5,5 a vyšší než 9 charakterizují vody velmi silně znečištěné. V našem případě tedy všechny hodnoty naměřené v úseku č. 2 a posledních pět hodnot naměřených v úseku č. 3 spadají do kategorie vod neznečištěných, mírně znečištěných a znečištěných. Všechny hodnoty naměřené v úseku č. 1 a květnovou hodnotu z úseku č. 3 řadíme z hlediska pH do kategorie vod silně znečištěných a dubnová hodnota zjištěná v úseku č. 1 potom indikuje vodu velmi silně znečištěnou. Z uvedeného vyplývá, že pro jednoznačné určení kvality vody je důležité znát více charakteristik, než jen pH vody. Nízké pH vody Štáhelského potoka je pravděpodobně dáno tím, že se ve vymezeném mikropovodí nachází půdy s kyselou půdní reakcí (Tomášek 2003).

Lellák a Kubíček (1991) uvádějí, že měrná vodivost, tj. konduktivita, odpovídá koncentraci látek v roztoku, ale neumožňuje nám určit druh a původ těchto látek. Z hlediska vodivosti se jednotlivé úseky výrazně liší. Nejvyšší naměřená vodivost však nepřekročila hodnotu  $250 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , což můžeme označit za vodivost velmi nízkou ve srovnání např. s vodovodní vodou v Olomouci, jejíž vodivost se pohybuje kolem  $580 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (pozn. tuto hodnotu jsme naměřili ve výuce). Dle ČSN 75 7221 (ČSN 1998a), která rozděluje povrchové vody podle jejich kvality do pěti tříd, patří Štáhelský potok z hlediska vodivosti do I. nejpříznivější třídy.

Na teplotě vody je nepřímo závislý obsah kyslíku ve vodě (Malý a Malá 2006; Sukop 2006). Můžeme se o tom názorně přesvědčit, když srovnáme oba grafy ukazující právě tyto charakteristiky, přičemž nejlépe je to vidět v případě úseku č. 1, kde sledujeme od dubna do června prudký nárůst teploty, zatímco koncentrace kyslíku v tomto časovém intervalu klesá. Ovšem Sukop (2006) upozorňuje, že množství kyslíku ve vodě může kolísat i v průběhu dne. Měření fyzikálně-chemických vlastností vody bylo prováděno ve zhruba stejnou denní dobu, z tohoto důvodu můžeme naměřené hodnoty porovnávat. Kyslíkový režim je velmi důležitým kritériem při hodnocení kvality vody (Lellák a Kubíček 1991). Dle Poulíčkové (1998) se koncentrace kyslíku

v čistých tekoucích vodách (v letním období) pohybují od 8 do 12 mg.l<sup>-1</sup>. Když to srovnáme s hodnotami naměřenými ve Štáhelském potoce, které se pohybovaly v rozmezí cca od 9 do 13 mg.l<sup>-1</sup>, můžeme říci, že z tohoto hlediska se jedná o čistou vodu. Také Česká státní norma 75 7221 (ČSN 1998a) řadí vodu s koncentrací kyslíku vyšší než 7 mg.l<sup>-1</sup> do kategorie neznečištěná voda.

Pouličková (1998) uvádí, že procento nasycení vody kyslíkem se u čistých toků pohybuje v rozmezí 85-95 % a že u organicky znečištěných toků může poklesnout až na 0 %. K přesycení vody kyslíkem potom dle stejné autorky dochází v peřejích nebo je zapříčiněno intenzivní fotosyntézou. Procento nasycení vody kyslíkem se ve Štáhelském potoce pohybovalo v rozmezí od 85 do 105 %, což odpovídá běžnému nasycení čistého toku až přesycení vody kyslíkem.

Dle Kvítka a Tippla (2003) koncentrace dusičnanů v povrchových vodách v průběhu roku přirozeně významně kolísají, mají sinusoidní průběh. Ke snížení koncentrace dusičnanů dochází zpravidla po ukončení vegetační sezóny (ib.). Při porovnání grafu znázorňujícího trend koncentrací dusičnanů během roku, který zmiňovaní autoři uvádějí, a zjištěných hodnot koncentrací dusičnanů ve vodě Štáhelského potoka dojdeme k závěru, že zjištěné hodnoty odpovídají tomuto přirozenému trendu. Je ovšem prokázána souvislost mezi srážkami a koncentracemi dusičnanového dusíku ve vodách (ib.). Také Pouličková a kol. (1998) uvádí, že dusičnanový dusík pochází mimo jiné i z atmosférických srážek. Při červnovém odběru vody bylo po deštích, čímž můžeme vysvětlit zvýšení koncentrací dusičnanového dusíku, zejména v odběrovém bodě nad obcí.

V povodích IV. řádu dle Kvítka a Tippla (2003) rozhoduje o koncentracích dusičnanů zastoupení trvalých kultur. Na koncentrace dusičnanů ve vodě má ale také vliv vodní eroze (Pouličková a kol. 1998; Kvítek a Tippl 2003), potvrdily to poslední výzkumy VÚMOPu, které zjistily, že koncentrace dusičnanů ve vodách jsou ze 30 % výsledkem eroze (Kvítek a Tippl 2003). Dalším faktorem, který ovlivňuje koncentrace dusičnanů ve vodách, je množství odtékající vody (ib.). Při nízkých a středních průtocích je kladná korelace mezi průtokem a koncentracemi dusičnanů, je to pravděpodobně způsobeno větším vyplavováním dusičnanů z mělkých částí půdního profilu (ib.). Ovšem průtok ve Štáhelském potoce nebyl měřen.

V čistých vodách se dle Pouličkové a kol. (1998) obvykle vyskytuje méně než 1 mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> v 1 litru, zatímco ve znečištěných vodách bývá jeho koncentrace



v jednotkách  $\text{mg.l}^{-1}$ . Na základě těchto informací můžeme říci, že voda Štáhelského potoka není znečištěná. ČSN 75 7221 (ČSN 1998a) uvádí, že koncentrace dusičnanového dusíku nižší než  $3 \text{ mg.l}^{-1}$  znamenají neznečištěnou vodu. Zvážíme-li, že zjištěné hodnoty jsou cca 6krát menší než tato hodnota, je z tohoto hlediska voda ve Štáhelském potoce opravdu velmi čistá.

Zjištěné koncentrace amoniakálního dusíku byly oproti koncentracím dusičnanového dusíku vyšší. Maximálně však dosáhly hodnoty  $0,62 \text{ mg.l}^{-1}$ . Koncentrace amoniakálního dusíku dosahují dle Pouličkové (1998) u čistých toků setin až desetin  $\text{mg.l}^{-1}$ . U znečištěných vod potom řádově jednotek  $\text{mg.l}^{-1}$ . Můžeme tedy říci, že i z hlediska koncentrací amoniakálního dusíku, je ve Štáhelském potoce voda čistá. Ovšem podle ČSN 75 7221 (ČSN 1998a) je za vodu neznečištěnou považována voda, která obsahuje méně než  $0,3 \text{ mg.l}^{-1} \text{ N-NH}_4^+$ , což splňují pouze dva odběry z bodu odběru v obci. Ve všech ostatních odběrech byla koncentrace amoniakálního dusíku menší než  $0,7 \text{ mg.l}^{-1}$ , tedy jde o vodu mírně znečištěnou.

Fosforečnany se v tekoucích vodách vyskytují zpravidla ve velmi nízkých koncentracích (setiny až desetiny  $\text{mg.l}^{-1}$ ), protože vytvářejí velmi málo rozpustné fosforečnany vápníku, hořčíku, železa a hliníku a kromě toho se ustavuje adsorpční rovnováha mezi sedimenty, suspendovanými látkami a fosforečnany rozpuštěnými ve vodě (Pouličková a kol. 1998). Také u sloučenin fosforu lze sledovat sezónní změny koncentrací způsobené biologickými a chemickými pochody (ib.). Zjištěné hodnoty koncentrace fosforečnanů byly vyšší, v řádu desetin, pohybovaly v rozmezí od  $0,05$  do  $0,25 \text{ mg.l}^{-1}$ . Česká státní norma 75 7221 (ČSN 1998a) klasifikuje kvalitu vody do jednotlivých tříd podle koncentrací celkového fosforu, tedy fosforu organicky i anorganicky vázaného. Dle zjištěných hodnot koncentrací fosforečnanů, by Štáhelský potok spadal až do III. třídy kvality, tzn. voda znečištěná a to zde ještě není zahrnut organicky vázaný fosfor. Pravděpodobně je tedy kvalita vody z hlediska koncentrace fosforu ještě horší.

Sečtením koncentrací dusičnanového a amoniakálního dusíku získáme celkovou koncentraci minerálního (anorganického) dusíku, přičemž distribuce jeho forem závisí i na ročním období (Pouličková a kol. 1998). V odběrovém bodě nad obcí byly zjištěny nižší koncentrace dusičnanového dusíku, ale zato vyšší koncentrace amoniakálního dusíku oproti bodu odběru v obci, což potvrzuje to, že tyto hodnoty společně určují koncentraci celkového dusíku, která je stabilnější než koncentrace jednotlivých forem dusíku. Co se týče fosforečnanů, byly koncentrace v obou bodech odběru relativně

vyrovnané, přičemž poněkud více kolísaly v bodě odběru nad obcí. Celkově potom nebyl zjištěn významný rozdíl v koncentracích sledovaných látek mezi oběma body odběru vzorků vody.

Všichni zjištění zástupci makrozoobentosu jsou běžní v tekoucích vodách celé České republiky, je však nutno zdůraznit, že z velké části se jedná o druhy indikující čisté vodní toky, např. *Dugesia gonocephala*, *Gammarus fossarum*, *Stylodrilus heringianus*, *Dixa* (Rozkošný 1980; Hudec a kol. 2007). Dle Kokeše a Vojtíškové (1999) jsou indikátory neznečištěných vod pošvatky, jepice a schránkatí chrostíci. Všechny tyto řády jsem ve Štáhelském potoce zaznamenala.

Přítomní zástupci měkkýšů (*Mollusca*) náleží k častým druhům, nejvíce taxonů bylo v úseku č. 3. Poulíčková a kol. (1998) považuje kamomila říčního (*Ancylus fluviatilis*) za velmi běžný druh podhorských potoků. Z ploštěnek (*Turbellaria*) jsou dle stejné autorky v horských potocích nejběžnější ploštěnka potoční (*Dugesia gonocephala*) a ploštěnka horská (*Crenobia alpina*), druhou jmenovanou jsem však ve Štáhelském potoce nenalezla. Ve všech třech úsecích byl přítomen z čeledi *Lumbriculidae* jediný typicky vodní druh – žížala obojživelná (*Eiseniella tetraedra*), která se u nás vyskytuje běžně v tekoucích vodách (Hudec a kol. 2007). Nitěnky (čeleď *Tubificidae*) jsem našla pouze v úsecích č. 2 a 3. Tyto organismy se totiž živí detritem a žijí zavrtány v bahně (ib.), které se v úseku č. 1 nevyskytuje. Nitěnkami a larvami pakomárů se živí hltanovka bahenní (*Erpobdella octoculata*) – u nás nejrozšířenější pijavice (ib.), která byla zjištěna pouze v úseku č. 3. Vodouch stříbřitý (*Argyroneta aquatica*) je u nás běžný pavouk, který jako jediný žije trvale ve vodě (ib.), objevila jsem ho rovněž v úseku č. 3.

U řádu jepice (*Ephemeroptera*) jsem zjistila všechny typy larev (Rozkošný 1980) kromě hrabavých: larvy plovoucí (čeleď *Baetidae*), ploché (čeleď *Heptageniidae*) a larvy lezoucí (čeledi *Ephemerellidae* a *Leptophlebiidae*). Je zajímavé, že žádnou jepici jsem nenalezla v úseku č. 1. Jepice jsou v našich vodách velmi hojné a běžně se vyskytují ve vysokých abundancích (ib.). Poulíčková a kol. (1998) uvádí, že v podhorských potocích jsou běžné jepice čeledí *Heptageniidae*, *Baetidae* a *Leptophlebiidae*. Všechny tyto čeledě, ale také jiné, jsem ve Štáhelském potoce zaznamenala.

Také pošvatky (*Plecoptera*) patří k častým obyvatelům našich vod (Rozkošný 1980). Zástupci čeledí *Perlodidae* a *Chloroperlidae* jsou draví, zatímco jedinci čeledí

*Nemouridae* a *Leuctridae* se živí výhradně rostlinnou potravu (ib.). Ve všech úsecích se vyskytují oba tyto potravní typy pošvatek. Uvedené čeledě jsou považovány za běžné v horských a podhorských tocích (Pouličková a kol. 1998). V úseku č. 3 jsem odchytila i zástupce hladinatek (čeled' *Veliidae*), které žijí na hladině menších tekoucích vod a živí se dravě (Rozkošný 1980). Larvy střechatek (*Megaloptera*) žijí místy hojně v písku, bahně a detritu (ib.), při odběrech byly přítomny pouze v úseku č. 2. Konkrétně se jednalo o druh střechatka začoudlá (*Sialis fuliginosa*).

Ve Štáhelském potoce jsem zaznamenala čeledě larev chrostíků (*Trichoptera*) běžné v horských a podhorských potocích a to stavějící si schránku (Pouličková a kol. 1998): *Glossosomatidae*, *Limnephilidae*, *Lepidostomatidae*, *Sericostomatidae* a *Odontoceridae*; i bez schránek: *Rhyacophilidae*, *Hydropsychidae*, *Polycentropidae*, kteří náleží celkem do 8 čeledí (Bečáková 2012):

Zástupce čeledi *Rhyacophilidae* nalezneme ve vyšších polohách. Jsou stenotermní a obývají krenální až ritrální úseky vodních toků. Žijí v kyselých až neutrálních vodách a tolerují mírné znečištění.

Čeled' *Glossosomatidae* je typická výskytem ve středních až horských polohách. Tito chrostíci jsou eurytermní a vyhledávají krenální až ritrální úseky potoků a řek. Vyžadují čisté vody a nevyskytují se ve vodách s pH menším než 5.

Zástupci čeledi *Hydropsychidae* se vyskytují od nížin do horských poloh (ca do 800 m n. m.). Patří zde steno- i eurytermní druhy, všechny jsou reofilní, obývají ritrální i potamální úseky řek (někteří i krenální) a vyhledávají spíše čistší úseky.

Zástupci čeledi *Polycentropidae* obývají nížiny, pahorkatiny až podhůří, do této čeledi náleží eurytermní rody, obývají krenální, ritrální i potamální úseky řek. Vyhledávají kyslejší vody a snášejí mírné znečištění.

Nejpočetnější čeled' naší fauny – *Limnephilidae*, se vyznačuje výskytem od nížin do hor. Patří zde steno- i eurytermní druhy obývající všechna pásma tekoucích vod, ale i vody stojaté. Preferují vody mírně kyselé a snášejí mírné znečištění.

Čeled' *Lepidostomatidae* najdeme do 800 m n. m., jinak je charakteristika stejná jako u čeledě *Rhyacophilidae*.

Čeled' *Sericostomatidae* se vyskytuje do 800 m n. m. a zahrnuje druhy eurytermní. Nalezneme ji v krenálních až ritrálních úsecích, vyžadují pH nad 4 a tolerují mírné znečištění.

Z čeledi *Odontoceridae* se u nás vyskytuje pouze jediný zástupce – *Odontocerum albicorne*. Jde o stenotermní druh obývající chladné vody střeních

a vyšších poloh. Žije v krenálních až ritrálních úsecích s velmi čistou vodou a neutrálním pH.

Na základě výše řečeného mohu podle zastoupených čeledí chrostíků usuzovat, že voda Štáhelského potoka je čistá nebo jen mírně znečištěná a spíše kyselější (srov. Graf 2, kapitola 4.5). Všechny zástupce čeledí vyžadujících čistou vodu jsem našla v úseku č. 3, ale čeleď *Odontoceridae* také v úseku č. 2.

Co se týče vodních larev dvoukřídlých (*Diptera*), je jejich ekologie velmi rozmanitá (Rozkošný 1980). V pramenech a čistých rychle tekoucích vodách žijí např. zástupci rodu *Dixa* a čeledí muchničkovití (*Simuliidae*) a bahnomilkovití (*Limoniidae*). Larvy čeledě tiplicovití (*Tipulidae*) žijí mezi zahnívajícím listím a vodními rostlinami v příbřežní zóně tekoucích vod (ib.). To odpovídá jejich výskytu v úseku č. 3, protože v jiných úsecích tyto podmínky nejsou. Zástupci čeledě *Limoniidae* se vyskytovali ve všech úsecích, žijí totiž v bahně podél břehů potoka. Slídkilky (čeleď *Ptychopteridae*) nalézáme v horních vrstvách bahna pomalu tekoucích vod. Žijí pouze v mělkých vodách, protože svou dýchací trubicí musí dosáhnout až k hladině, mohou být dlouhé až 7 cm (ib.). Výskyt těchto zástupců v úseku č. 2 odpovídá jejich ekologii. V úseku č. 1 není bahno a v úseku č. 3 je větší proud a hloubka. Larvy čeledi kotulovití (*Psychodidae*) jsou převážně saprofágní, živí se zahnívajícím rostlinným materiálem při březích potoků, některé preferují bahnitě či písčité lavice podél tekoucích vod (ib.). Tomu by odpovídal výskyt v úseku č. 3, kde se nachází občasně přeplavovaná vrstva sedimentu. Larvy komárců (*Dixidae*) žijí v povrchové blance vody, rod *Dixa* obývá malé až střední potoky s čistou vodou a hojnou pobřežní vegetací, vyhledávají stín a tišiny (ib.). Také vyžaduje nenarušený biotop a písčité substrát, je indikátorem původnosti biotopu (Bulánková 2000). Pouze jednoho jedince rodu *Dixa* jsem zaznamenala v úseku č. 3.

Larvy čeledi komárovitých (*Culicidae*) můžeme najít pouze ve stojatých vodách (Rozkošný 1980). Z tohoto důvodu se ve vzorcích nevyskytovaly ve velkém množství. Předpokládám tedy, že se nacházely pouze v tišinách úseků č. 2 a 3. Larvy čeledi pakomárcovití (*Ceratopogonidae*) nalézáme v nánosech bahna, písku a organických zbytků v pomalejších úsecích potoků a řek často s larvami čeledi pakomárovití (*Chironomidae*) (ib.). Obě tyto čeledě byly společně přítomny v úsecích č. 2 a 3. Pakomáři (čeleď *Chironomidae*) jsou druhově nejbohatší čeledí vodního hmyzu, jsou vázáni na nejrůznější typy vodního prostředí včetně potoků (ib.). Brabec (2000) upozorňuje na využití této čeledě v biomonitoringu, protože její zástupci často

přetrvávají na extrémních stanovištích jako poslední zástupci hmyzu. Jejich přítomnost jsem zjistila ve všech úsecích. Zástupci muchniček (čeleď *Simuliidae*) žijí v tekoucích vodách přichycení k podkladu, což bývají např. kameny, rostlinstvo, větvičky (Rozkošný 1980), zaznamenala jsem je v úsecích č. 1 a 2. V úseku č. 2 jsem našla zástupce čeledě stružilkovití (*Anisopodidae*), tyto larvy mají širokou ekologickou valenci (ib.).

Co se týče zástupců brouků, můžeme říci, že ekologie larev i dospělců je rozmanitá (Rozkošný 1980). Ze všech druhů vodních brouků, jich jen několik proniká do tekoucích vod (patří sem mj. někteří zástupci čeledí zjištěných v jednotlivých úsecích). Larvy čeledí potápníkovití (*Dytiscidae*) a vodomilovití (*Hydrophilidae*) jsou dravé, mají schopnost mimotělního natrávení potravy (ib.). *Platambus maculatus* (čeleď *Dytiscidae*) proniká i do bystrých horských potoků (ib.). Larvy čeledi *Hydrophilidae* žijí v mělkých vodách, kde loží po rostlinách a po dně. Všechny larvy čeledi mokřadníkovitých (*Scirtidae*) jsou vodní. Tyto larvy charakterizuje negativní fototaxe (ib.). V úseku č. 3 jsem zaznamenala přítomnost všech uvedených taxonů brouků, v úseku č. 1 pouze čeledě *Scirtidae* a *Dytiscidae* a v úseku č. 2 stejné jako v úseku č. 1 a navíc čeleď *Elmidae*. Čeleď *Elmidae* se vyznačuje existencí výlučně vodních larev a dospělců, kteří žijí trvale nebo alespoň příležitostně ve vodě (ib.).

Druhem, který se svou početností výrazně odlišoval od dalších zastoupených taxonů byl blešivec potoční (*Gammarus fossarum*), který se běžně vyskytoval ve všech třech úsecích. U tohoto druhu jsem zaznamenala početnost řádově převyšující ostatní taxony. Blešivec potoční je u nás běžný v menších, čistých, proudivých a chladných tocích. Má vysoké nároky na množství kyslíku ve vodě a vyhledává především opadané tlející listí (Pouličková a kol. 1998; Anděra 2003; Hudec a kol. 2007; Matis a kol. 2009). V nejvyšších počtech jedinců byl většinou v úseku č. 2, který mu pravděpodobně nejlépe vyhovuje díky přírodnímu charakteru této části potoka a také přítomnosti listového opadu ve vodě, který je zde, na rozdíl od ostatních úseků, velmi bohatý. Blešivec potoční se ve Štáhelském potoce vyskytoval hojně přes to, že pH zde oscillovalo mezi 5,25 a 6,98 (viz kapitola 4.5). Nepotvrzuje se tak poznatek Sukopa a Šťastného (2009), kteří prováděli průzkum makrozoobentosu v řece Křemelné na Šumavě a upozorňují, že se druh *Gammarus fossarum* v této řece, ale také v ostatních pstruhových tocích Šumavy a Bavorského lesa, vyskytuje pouze sporadicky oproti pstruhovým úsekům jiných toků v České republice. Zdůvodňují to nepříznivými podmínkami v podobě nízkého pH a nízkých koncentrací vápníku, přičemž uvádějí, že

hodnoty pH v daném toku oscilovaly od 5,63 do 8,72. Ve srovnání s těmito hodnotami, bylo pH ve Štáhelském potoce ještě nižší.

Při odběrech v dubnu a květnu jsem v úseku č. 2 zaznamenala mnohem (dvoj- až trojnásobně) vyšší početnosti blešivců oproti následujícím měsícům. Tento pokles početnosti mohu vysvětlit tím, že blešivec toleruje vody spíše chladnější (Zavadilová 2007) a s přicházejícím létem teplota vody v potoce samozřejmě rostla (viz graf 1, kapitola 4.5).

Úseky č. 1 a 3 vysychaly. Vysychání decimuje populace mnohých druhů makrozoobentosu (Zavadilová 2007) a dochází k destrukci celého společenstva (Sládeček a kol. 1988). Na případě úseku č. 3 to znázorňuje graf 9 v kapitole 4.7, kdy po tříměsíčním vyschnutí tohoto úseku zde bylo následně zjištěno pouze pět taxonů. Destrukce se týká také blešivců, kteří hyporeál jako úkryt před vyschnutím příliš nevyužívají (Zavadilová 2007). V úseku č. 3 jsem zaregistrovala, že populace blešivce, ale i ostatních zástupců makrozoobentosu, po vyschnutí potoka téměř nebo zcela zanikla. K podobným závěrům došla i Zavadilová (2007). Ovšem úbytek počtu nalovených jedinců nastal i před vyschnutím úseku č. 3 Štáhelského potoka v září. Je totiž také možné, že tato část vyschla na kratší dobu mezi oběma návštěvami lokality (16. června a 15. července). V úseku č. 2 jsem si všimla relativně vyrovnaného počtu taxonů, toto zjištění doplňuje charakteristiku úseku č. 2 coby části potoka v relativně dobrém ekologickém stavu, ve které nedošlo k úbytku počtu taxonů v důsledku snížení vodnosti nebo úplného vyschnutí.

K podobnému složení makrozoobentosu dospěla Vaňková (2008), přestože se zabývala nížinným potokem na Olomoucku, její odběrová místa se totiž nacházela v zastíněné a chladné části potoka, kde vyzníval kaňonovitý úsek, který částečně potlačil nížinný charakter toku. Zaznamenala celkem 22 taxonů, z nichž 15 se shoduje s taxony zjištěnými ve Štáhelském potoce.

Štěrbá (2012) zkoumal úseky různých potoků v povodí Vojtovického potoka na Jesenicku. Mnohé tyto úseky svými přírodními podmínkami odpovídají podmínkám, ve kterých se nachází Štáhelský potok. Uvedený autor vytipoval referenční, tj. přírodní části úseků, u nichž uvedl jejich popis a seznamy zjištěného makrozoobentosu. Referenční úsek Studený potok je vzorem pro pramenné části lesních toků. Tedy mohu zde přítomné taxony srovnat s taxony zjištěnými ve Štáhelském potoce. Tímto srovnáním jsem zjistila, že v naprosté většině taxonů se oba potoky shodují, ovšem ve Štáhelském potoce jsem nezjistila přítomnost ploštěnky horské (*Crenobia alpina*),

pošvatek čeledě *Perlidae*, ani dvoukřídlého hmyzu čeledě *Blephariceridae*. Tito zástupci byli přítomni ve Studeném potoce. Mohu tedy říci, že Štáhelský potok se velmi blíží svému přírodnímu předobrazu, ovšem je druhově méně bohatý. Na základě velké podobnosti obou potoků mohu říci, že přestože byl Štáhelský potok v minulosti nevhodně upraven, je jeho stav po stránce zoobentosu dobrý a potenciální revitalizaci je možno zacílit na návrat k přírodnímu charakteru koryta a navazujícího území zejména v pramenné části toku, což nepochybně povede ke zvýšení druhové bohatosti makrozoobentosu v potoce.

Dalším, z hlediska porovnání se Štáhelským potokem zajímavým, referenčním úsekem uváděným Štěrbou (2012) je potok Studená voda, který může sloužit jako vzor pro zdevastované úseky v úzkých údolích se strmými břehy a úzkou říční krajinou, což také odpovídá Štáhelskému potoku. Potok Studená voda je zároveň vzorovým příkladem samovolné renaturace. Všechny zmíněným autorem uvedené taxony se shodovaly s taxony zjištěnými ve Štáhelském potoce. Z toho vyplývá, že Štáhelský potok je již částečně samovolně renaturovaný a jeho stav z hlediska makrozoobentosu je dobrý.

Na základě koeficientů podobnosti se nejvíce podobají úseky č. 2 a 3, následně úseky č. 1 a 2, zatímco nejméně se podobají úseky č. 1 a 3. Je to dáno tím, že úseky č. 2 a 3 obsahovaly 20 společných taxonů a úseky č. 1 a 2 jich obsahovaly 12. Taxonů společných úsekům č. 1 a 3 bylo pouze 11. Naskýtá se možné vysvětlení, že nejvíce se podobají sousedící úseky. Vzhledem k tomu, že sousedící úseky si jsou podobné ve více než 50 % taxonů (dle Sørensenova koeficientu), můžeme říci, že vodní bezobratlí živočichové příliš dobře nereflektují různý charakter jednotlivých úseků z hlediska antropogenních zásahů.

Dle Kokeše a Vojtíškové (1999) nemusí být interpretace indexů diverzity vždy zcela jednoznačná. Často podle nich totiž není pravda, že narušená společenstva mají nižší diverzitu než nenarušená, protože mírné narušení mnohdy vede ke zvýšení diverzity. Toto tvrzení dokazují výsledky Menhinickova indexu, které ukazují, že nejvyšší diverzita je v úseku č. 3, poté v úseku č. 1 a nejnižší je v úseku č. 2. Naopak výsledné hodnoty Margalefova indexu přisuzují vyšší diverzitu úseku č. 2 než úseku č. 1. V nejvyšší diverzitě úseku č. 3 se oba indexy shodují. Navíc diverzita se dle stejných autorů v různých lokalitách mnohdy liší z přirozených důvodů. Kokeš a Vojtíšková

(1999) dále také říkají, že se můžeme setkat i s velmi cennými společenstvy, která mají nízkou diverzitu díky přítomnosti vzácných druhů.

Dle Kokeše a Vojtíškové (1999) se zkrátka rozdíly v diverzitě na různých lokalitách ve stejném čase velmi těžko interpretují, naopak rozdíly v diverzitě na jedné lokalitě v čase mají velkou vypovídací schopnost. Tyto indexy jsou proto podle nich obzvláště vhodné pro posuzování změn v jedné lokalitě, např. před a po revitalizaci. Z tohoto důvodu se nepouštím do hlubší diskuse a pouze shrnu, že výsledky indexů mohou sloužit ke srovnání současného stavu Štáhelského potoka z hlediska makrozoobentosu a jeho stavu po případném provedení revitalizace v budoucnu.

Zmiňovaní autoři (Kokeš a Vojtíšková 1999) zároveň zdůrazňují, že kdybychom chtěli výsledné indexy zařadit do tříd podle diverzity, nemůžeme, protože takové zařazení neexistuje. Uvádí se ale, že ve znečištěných vodách dosahují tyto indexy hodnot menších než 1, zatímco v čistých vodách se diverzita pohybuje v rozmezí hodnot 3 – 4 (ib.). Dle Menhinickova indexu by tedy ve všech úsecích byla voda znečištěná. Pokud bychom hodnotili výsledky Margalefova indexu, byla by čistá voda pouze v dubnovém odběru z úseku č. 2 a v květnovém odběru z úseku č. 3.

Kokeš a Vojtíšková (1999) následně uvádějí tabulku, jak by teoreticky mohly jednotlivé třídy diverzity vypadat: hodnoty menší než 1 charakterizují velmi nízkou diverzitu, hodnoty 1 - 1,39 nízkou, hodnoty 1,4 – 2,19 slabou diverzitu, 2,2 – 2,79 dobrou diverzitu a hodnoty vyšší než 2,8 potom diverzitu vysokou. V tomto případě by dle Margalefova indexu pouze květnový odběr v úseku č. 1 měl velmi nízkou diverzitu, dubnový odběr potom slabou diverzitu a květnový odběr z úseku č. 2 a dubnový z úseku č. 3 by měl diverzitu dobrou a konečně dubnový odběr z úseku č. 2 a květnový z úseku č. 3 by se vyznačovaly vysokou diverzitou. Dle Margalefova indexu by šlo ve všech úsecích o velmi nízkou diverzitu.

Jarkovský a kol. (2012) ale říká, že indexy diverzity založené na početnosti druhů nejsou obecně příliš vhodné z toho důvodu, že spíše odráží proces vzorkování společenstva než jeho biodiverzitu. Za nejjednodušší index diverzity pokládá samotný počet taxonů ve společenstvu a podotýká, že naměřená taxonová bohatost nemusí odrážet pouze rozdíly mezi lokalitami, ale také velikost vzorků společenstev.

Shannon-Wienerův index druhové diverzity a index ekvitability vypovídají o nejlepších podmínkách pro výskyt zoobentosu v úseku č. 3. a o nejhorších podmínkách v úseku č. 2, což neumím vysvětlit. Ovšem dle glosáře programu



HOBENT se v úseku č. 3 jedná z hlediska Shnnon-Wienerova indexu nízkou diverzitu a ostatní hodnoty potom znamenají velmi nízkou diverzitu.

Dle ČSN 75 7716 (ČSN 1998b) se z hlediska saprobního indexu těsně jedná o beta-mesosaprobity, protože oligosaprobity, tj. čistá voda s nepatrnými vstupy organických látek a živin, je definována pro rozmezí hodnot  $\{0,5 - 1,5\}$  a beta-mesosaprobity v rozmezí  $\{1,5 - 2,5\}$ . Beta-mesosaprobity znamená zvýšený přísun organických látek, které nejsou zcela zmineralizovány a využity primární produkcí, probíhá zde jen aerobní rozklad a autochtonní produkce organických látek je větší než jejich přísun z okolí (Kokeš a Vojtíšková 1999). Dle hodnot saprobních indexů v osmičlenné stupnici SVHB (Státní vodohospodářská bilance) je voda ve Štáhelském potoce velmi mírně znečištěná (Kokeš a Vojtíšková 1999). Můžeme tedy usuzovat na plošné zatížení mikropovodí Štáhelského potoka organickými látkami zejména v pramenné (úsek č. 1), ale také ve spodní části potoka (úsek č. 3). Téměř stejné hodnoty saprobity, jen mírně lepší, zaznamenal Stehno (2000) v potoce Staviště u Žďáru nad Sázavou.

Na výsledných hodnotách ASPT indexů opravdu vidíme, že tento index na rozdíl od BMWP skóre, nezohledňuje počet taxonů ve vzorku. Dle tříd čistoty podle indexu ASPT ve Velké Británii, jak jsou uvedeny v glosáři programu HOBENT, spadá Štáhelský potok do třídy 2, tj. dobrá kvalita, která se vymezena hodnotami od 5,5 do 7. Ovšem podle hodnot BMWP skóre má dobrou kvalitu pouze dubnový odběr v úseku č. 2. Květnový odběr v úseku č. 1 má kvalitu vody nízkou a všechny ostatní odběry mají střední kvalitu (Kokeš a Vojtíšková 1999).

Kokeš a Vojtíšková (1999) upozorňují, že se k výpočtu BMWP skóre a ASPT indexu provádí určování makrozoobentosu pouze do čeledí, což stírá individualitu rodů a druhů v těchto čeledích. To ale v mém případě vůbec nevadí, protože jsem kvůli své taxonomické nezkušenosti často při určování stejně dál než do čeledě nedošla. Zároveň také ale nejsou zohledněny počty jedinců (ib.). Podle těchto autorů je tento přístup vhodný tam, kde je makrozoobentos druhově méně bohatý a kde jsou jednotlivé čeledě zastoupeny malým počtem běžně se vyskytujících taxonů nižší úrovně.

Jelikož se skóre pro podmínky Velké Británie a České republiky v případě taxonů zjištěných ve Štáhelském potoce nelišily, mohu si dovolit srovnání s britskými autory, kterými jsou Armitage a Pardo (1995). Tito autoři zjišťovali hodnoty BMWP skóre a ASPT indexu potoka Mill Stream na J Anglie. Dospěli ke stejným hodnotám ASPT indexu, jako já, tzn., že kvalita vody v Mill Stream je dobrá, ale BMWP skóre

jim vyšlo dvojnásobné oproti mnou zjištěné nejvyšší hodnotě. Takže zatímco já jsem zjistila z hlediska BMWP skóre nízkou kvalitu vody v potoce, kvalita vody v Mill Stream byla výborná, přestože je tento potok zkanalizován.

Zatímco saprobní index nás informuje o aktuálním stavu, biotické indexy poskytují informace o potenciálu hodnocené lokality. Tedy v případě, že má lokalita vysoký saprobní index a rovněž vysoký ASPT, je narušená a má tedy vysoký potenciál pro revitalizaci (Kokeš a Vojtíšková 1999). V našem případě je ale saprobní index spíše příznivý a ASPT index je také spíše příznivý, což je v souladu s tvrzením stejných autorů, kteří uvádějí, že při dodržení doporučené metodiky by měla být shoda mezi saprobním indexem a ASPT indexem vyšší.

Biotické indexy a saprobní index dávají vlastně výsledky stejného charakteru (Kokeš a Vojtíšková 1999). Pro použití saprobního indexu hovoří jeho velká tradice a tím pádem možnost srovnání současné situace s minulou, zatímco pro biotické indexy hovoří jejich jednoduché zjištění z toho důvodu, že nepotřebujeme znát druhy, stačí nám vyšší taxonomická úroveň (ib.).

Kokeš a Vojtíšková (1999) uvádějí, že BBI index postihuje individualitu taxonů a rozmanitost společenstva značně zjednodušeně, protože pracuje většinou s čeleděmi. Dle klasifikace čistoty vody v Belgii, jak je uvedena v glosáři programu HOBENT, je v úseku č. 1 mírně znečištěná voda a v ostatních úsecích potom neznečištěná nebo velmi mírně znečištěná voda.

Hodnoty indexu IBGN určují dle glosáře programu HOBENT kvalitu vody ve Štáhelském potoce takto: úsek č. 1 má kvalitu vody 3, tj. pro průmyslové účely a 2 (díky hodnotě indexu 11), tj. voda vhodná pro zavlažování a průmyslové účely. Úsek č. 2 má také vodu v kvalitě 2 a úsek č. 3 v kvalitě 2, ale také 1B, tj. voda vhodná pro zvířata, ryby, rekreaci a potravinářský průmysl.

Gergelová a kol. (2002) upozorňuje na obtížnou interpretaci biotických indexů a zdůrazňuje, že biotické indexy hodnotí environmentální kvalitu vodního toku bez ohledu na fyzikální znaky, a tudíž neposkytují konkrétní informace o tom, proč je tok degradovaný.

Můžeme vidět, že všechny tyto indexy hodnotily nejhůře kvalitu vody v úseku č. 1 a naopak nejlépe v úseku č. 3, což vypovídá o samočisticí schopnosti toku a o tom, že během průtoku potoka obcí, potok pravděpodobně není znečišťován.

Výsledné hodnoty Jaccardova indexu ukazují, že nejbliže k sobě mají dle makrozoobentosu z jednotlivých odběrů úseky č. 2 a 3, protože se jejich společenstva

podobají téměř z 1/2, zatímco úsek č. 1 se od obou těchto úseků odlišuje z více než 2/3. Když srovnáme výsledné hodnoty, jak je spočítal program HOBENT pro jednotlivé jarní odběry, s hodnotami Jaccardova indexu, které jsem spočítala pro všechny taxony zjištěné ve Štáhelském potoce v průběhu roku 2012 (viz kapitola 4.7), zjistíme, že se shodují v největší podobnosti úseků č. 2 a 3. Podobnost úseků č. 1 a 2 a 1 a 3 hodnotí program zhruba stejně, zatímco výsledky Jaccardova indexu v kapitole 4.7 ukazují, že mnohem více podobné jsou úseky č. 1 a 2 než 1 a 3, přičemž rozdíl zde činí téměř 10 %. Toto konstatování zcela logicky shrnuje, že zastoupení jednotlivých taxonů makrozoobentosu se mezi jarními a ostatními (letními a podzimními) odběry mění.

Bray-Curtisův index, na rozdíl od Jaccardova indexu ukazuje, se nejvíce z hlediska makrozoobentosu podobají úseky č. 1 a 2 (podobnost je 83,5%). Ze 75% se podobají úseky č. 2 a 3 a nejméně se podobají úseky č. 1 a 3 (71,25%). Tyto od Jaccardova indexu poněkud odlišné výsledky jsou způsobeny tím, že Bray-Curtisův index, na rozdíl od Jaccardova indexu, zahrnuje kromě počtu taxonů také abundance jednotlivých taxonů a jejich proporce ve vzorku.

Vysoké procento zjištěných kouskovačů je dáno vysokým počtem taxonů patřících z hlediska způsobu výživy ke kouskovačům, přičemž tímto způsobem se živících organismů bylo očekáváno podstatně méně. Zato sběračů a seškrabávačů bylo očekáváno mnohem více. Velké rozdíly mezi zjištěným a očekávaným zastoupením jednotlivých způsobů výživy vypovídají o tom, že Štáhelský potok je z tohoto hlediska v ekologicky špatném stavu ve všech třech úsecích.

Naopak Stehno (2000) zjistil v upravené části toku Staviště redukovaný výskyt kouskovačů („shredders“), ale zato zvýšené zastoupení seškrabávačů („scrapers“) a sběračů („collectors“) oproti přirozeným částem toku, zatímco já jsem ve Štáhelském potoce nezaznamenala téměř žádné rozdíly v zastoupení trofických kategorií v upraveném úseku č. 1 oproti ostatním přirozenějším úsekům. Ve všech úsecích jsem zjistila největší zastoupení kouskovačů. Seškrabávačů a sběračů zde bylo mnohem méně.

Saprobní index pro jarní odběry v jednotlivých úsecích indikoval lepší betamesosaprobitu. Když tento výsledek srovnáme s výsledky simulací kvality vody pro stejné odběry, zjistíme, že se opravdu ve Štáhelském potoce vyskytovaly v nejvyšší míře organismy indikující oligosaprobitu a betamesosaprobitu. Přičemž organismů indikujících betamesosaprobitu bylo očekáváno o něco více, stejně jako organismů indikujících xenosaprobitu. Zato ale byla očekávána menší alfamesosaprobita. Mohu

tedy říci, že kvalita vody ve Štáhelském potoce z hlediska simulací je spíše na úrovni horší betamesosaprobity vzhledem k vyššímu zastoupení organismů indikujících alfamesosaprobity.

Velké odlišnosti v zastoupení jednotlivých podkategorií substrátu mezi zjištěnými a očekávanými hodnotami jsou pravděpodobně dány tím, že referenční lokality, tzn. přírodní lokality, odpovídající proměnnými prostředí jednotlivým úsekům Štáhelského potoka, měly poněkud jiný charakter substrátu. V přírodním potoce tohoto typu by tedy pravděpodobně nebylo tolik písku a šterku, jako ve Štáhelském potoce, ale bylo by tam více kamenitého substrátu, ponořených rostlin a organického materiálu.

Velmi zajímavým zjištěním z hlediska biocenotické zonace je 10 % zastoupení litorálních organismů, které se spíše nacházejí na březích jezer, rybníků a jiných stojatých vod. Jelikož se jedná o tekoucí vodu, HOBENT celkem logicky očekával menší zastoupení těchto organismů. To, že se ve Štáhelském potoce nachází 10 % taxonů pramenů, je rovněž zajímavé z toho důvodu, že pramenišní mokřad potoka byl odvodněn podzemním drenážním systémem, a přesto se zde tyto organismy nacházejí. Program očekával jejich asi 4krát menší zastoupení. Očekávané vyšší zastoupení taxonů metarhithralu, tj. dolní části pstruhového pásma, je pravděpodobně dáno tím, že v podkladové databázi jsou obsaženy referenční potoky o větší délce než je relativně malý Štáhelský potok.

Zjištěné zastoupení taxonů makrozoobentosu pohybujících se potápěním nebo lezením neodpovídá očekávání. Program HOBENT očekává ještě vyšší zastoupení lezoucích organismů a mnohem nižší zastoupení organismů pohybujících se potápěním. Očekává také vyšší zastoupení taxonů žijících přisedle a hrabavé taxony, jejichž zastoupení očekává dokonce 20 %. Hrabavé taxony ovšem byly v jarních vzorcích zastoupeny pouze v desetinách až jednotkách procenta. Souvisí to s nedostatečným zastoupením POM, které program odhalil ve všech úsecích. Je to způsobeno vyšší rychlostí proudění, než jaká by v potoce měla být, díky upravenému korytu. Svou roli v rychlosti vody ale hraje také spád potoka, který je zvláště v úseku č. 1 dosti velký, také díky umělému napřímení a tím zkrácení trasy potoka (viz kapitola 4.1). Z tohoto důvodu se organický materiál nehromadí a zároveň tedy nedovoluje uplatnění hrabavých forem makrozoobentosu.

Na základě tabulky, ve které jsou uvedeny programem HOBENT očekávané taxony v úseku č. 1 můžeme říci, že složení makrozoobentosu by v tomto úseku, kdyby

byl v přirozeném stavu, bylo z více než  $\frac{1}{2}$  jiné. Přesnější údaje bych měla, kdybych určovala odebrané vzorky makrozoobentosu až do druhu.

Po porovnání očekávaných a zjištěných taxonů v úseku č. 2 zjistíme, že taxony se shodují maximálně ve  $\frac{3}{4}$ , jelikož jsem určovala do čeledí, nejsem schopna např. u čeledě *Chironomidae* říci, zda se tato čeleď vyznačuje takovou diverzitou, jak ji očekává program HOBENT. Stejně tak nejsem schopna říci, zda se ve zjištěných čeledích vyskytují jednotlivé rody, které program očekává. Z tohoto důvodu uvádím, že se zjištěné a očekávané taxony shodují maximálně ve  $\frac{3}{4}$  taxonů.

Diskuse: Po srovnání očekávaných a zjištěných taxonů v úseku č. 3 zjistíme, že shoda je zde maximálně ve  $\frac{2}{3}$  taxonů. Celkově tedy mohu říci, že kdyby Štáhelský potok nebyl narušen lidskou činností, našla bych zde pestřejší, zhruba z  $\frac{1}{3}$  jiné, společenstvo makrozoobentosu. Tento rozdíl je dán zejména zničením a odvodněním prameništěního mokřadu, tvrdou technickou úpravou potoka spočívající v jeho zahloubení a zpevnění koryta, dále také zemědělskou činností v tomto mikropovodí.

Můžeme vidět, že všechna čísla B jsou malá, velmi vzdálená od čísla 1. Tudíž z očekávaných taxonů se jich v úsecích č. 1, 2 a 3 vyskytuje velmi málo. To znamená, že ve všech úsecích (tj. na všech hodnocených lokalitách) je složení makrozoobentosu velmi významně odlišné od očekávaného složení. Jinými slovy, hodnocené lokality neodpovídají standardu. Tento špatný výsledek je do značné míry ovlivněn tím, že jsem makrozoobentos odebraný z hodnocených úseků určovala pouze do čeledí. Kdybych určování provedla alespoň do rodů, byla by výsledná čísla B jistě o něco vyšší, ale pravděpodobně by ani tak nedosahovaly blízkosti čísla 1. To usuzuji na základě porovnání očekávaných taxonů se zjištěnými. Kokeš a Vojtíšková (1999) upozorňují, že číslo B sice určuje odlišnost společenstva makrozoobentosu na hodnocené lokalitě od standardu, ale vůbec nic nám neříká o původci této odlišnosti, k tomu slouží např. biotické indexy.

Program HOBENT stanovil „cílové“ druhové složení společenstva makrozoobentosu, neovlivněného člověkem, na základě abiotických charakteristik prostředí. Srovnáním tohoto rekonstruovaného společenstva se společenstvem zjištěným při odběrech vzorků jarního aspektu, můžeme zhodnotit míru a charakter ovlivnění daného vodního toku (Kokeš a Vojtíšková 1999). Štáhelský potok byl bezpochyby nejvíce ovlivněn v úseku č. 1. Potvrzují to také výsledné tabulky uvádějící očekávané taxony makrozoobentosu. Přestože program HOBENT může lokalitu hodnotit poněkud zkresleně v případě, že se podobná referenční lokalita nenachází v podkladové databázi,

metoda, kterou HOBENT používá má větší vypovídací schopnost než dosud hojně používané saprobiologické hodnocení (Zahrádková a kol. 2000).

S programem HOBENT pracovala také Pořízková (2000), která hodnotila čistotu vody z hlediska makrozoobentosu v toku Říčka v Moravském krasu a následně zjištěné hodnoty porovnávala s výsledky průzkumů, které proběhly na stejném toku v minulosti. Mohla tak jednoduše pomocí HOBENTu stanovit hodnoty jednotlivých indexů (vybrala si pouze některé) a porovnat je se staršími údaji. Zmíněná autorka dospěla k zajímavému výsledku, že při průchodu Říčky podzemím, se významně zlepšila její kvalita.

Stehno (2000) dokonce zaznamenal v upraveném a navíc znečištěném korytě poloviční počet taxonů, pětkrát nižší abundance a nižší diverzitu i ekvitabilitu oproti přirozené části toku. Já jsem ale upravenou část koryta s přirozenou neporovnávala. Na základě práce s programem HOBENT jsem totiž zjistila, že ani přirozený úsek Štáhelského potoka totiž není zcela bez vlivu zásahů člověka. Z výsledků tohoto autora také vyplývá, že je velmi důležité zachovat kontakt dna toku s hyporeálem a v opevněném korytě zjistil pozitivní vliv sedimentů na jeho dně z hlediska přítomnosti zoobentosu.

Většina botanickým průzkumem zjištěných taxonů jsou běžné druhy vyskytující se hojně (Kubát 2002). Druhy vyskytující se roztroušeně jsou následující (ib.): *Epilobium parviflorum*, *Hordelymus europaeus*, *Juncus bulbosus* a *Myosotis nemorosa*. Druh *Doronicum austriacum* se dle Kubáta (2002) vyskytuje ojediněle. Většina nalezených taxonů (ib.) svými ekologickými nároky odpovídá stanovišti, ve kterém byly zjištěny, tj. potočnímu břehu. Ovšem druh *Hypericum hirsutum* roste spíše na okrajích lesů, v lesích či na pasekách, stejně jako *Avenella flexuosa* a *Hordelymus europaeus*. Některé taxony jsou zase typické pro sušší stanoviště, jako louky a pastviny. Patří sem: *Cirsium arvense*, *Cerastium holosteoides*, *Holcus lanatus*, *Hypericum perforatum*, *Phleum pratense* a *Rumex acetosa* (ib.). Mezi zjištěnými taxony najdeme také druhy rostoucí v lesích (ib.): *Avenella flexuosa*, *Hordelymus europaeus*, *Hypericum hirsutum* a *Senecio ovatus*. *Carex acuta* je potom druhem eutrofních mokřadů (ib.).

Přítomnost druhu *Urtica dioica* ve všech úsecích vypovídá o tom, že tato stanoviště jsou eutrofní (BOTANY.cz 2007-2012). Dlužno ale podotknout, že v největší míře byl tento druh rozšířen v úseku č. 1, kde představoval dominantní druh. V úseku č. 2 byl pouze místy ve shlučích a v úseku č. 3 jednotlivě, což může být ovlivněno

kosením této části potoka. V úseku č. 1 a 3 se potom vyskytovaly výše zmiňované druhy luk, pastvin, případně výslunných strání, což odpovídá tomu, že se kolem těchto částí potoka nenachází téměř žádný doprovod vyšších dřevin. Taxony, nacházející se v úseku č. 2, vypovídají o tom, že se nacházíme v relativně zachovalé lesní enklávě (*Equisetum arvense*, *Dryopteris filix-mas* apod.), kde se vyskytují běžné druhy břehů potoků, ovšem nalezneme zde také lesní druhy jako *Senecio ovatus* a *Avenella flexuosa*.

Kýchavice (rod *Veratrum*) jsem bohužel neurčila do druhu, v každém případě ale jde o význačný nález, neboť se na našem území vyskytují pouze dva druhy – kýchavice černá a bílá, která má dva poddruhy (Kubát 2002), přičemž všechny u nás rostoucí kýchavice jsou významné z ochrannářského hlediska. Dle prováděcí vyhlášky (Vyhláška MŽP č. 395/1992 Sb.) k zákonu č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny je kýchavice bílá (*Veratrum album*) ohrožená a kýchavice černá (*Veratrum nigrum*) kriticky ohrožená. Kamzičník rakouský (*Doronicum austriacum*) je podle stejné vyhlášky (Vyhláška MŽP č. 395/1992 Sb.) ohroženým druhem. Kýchavice i kamzičník rakouský, byly nalezeny v úseku č. 2. U kamzičníku rakouského můžeme předpokládat, že se sem dostal z blízké PR Niva Moravice, která se nachází hned nad ústím Štáhelského potoka do řeky Moravice (viz Příloha 1, Obrázek 18). Bureš (2006) zde v pobřežních křovinách na břehu řeky tento druh našel v malé populaci, a jelikož se jedná o zvláště chráněný druh, je automaticky předmětem ochrany této PR. Další možností je, že velmi malá populace kamzičníku rakouského, se v místě úseku č. 2 nachází původně. Jistě by bylo zajímavé a přínosné podrobit nejen nivu Štáhelského potoka, ale i širší okolí, hlubší analýze zaměřené na výskyt kýchavice a kamzičníku rakouského. Na základě jejich výskytu v nivě Štáhelského potoka totiž můžeme předpokládat, že se tyto taxony mohou vyskytovat v zachovalejších nivách ostatních potoků v okolí.

Hodnotíme-li jednotlivé úseky z hlediska podobnosti, můžeme říci, že jsou si vzájemně spíše nepodobné, jde tedy o zcela odlišné biotopy, což potvrzuje velmi rozdílný charakter jednotlivých úseků, jak jsou podrobně popsány v kapitole 3.5. Zajímavé je srovnání výsledků botanického a hydrobiologického průzkumu (viz kapitola 4.7). V případě hydrobiologického rozboru jsou výsledky koeficientů podobnosti 2-4krát vyšší. Z výše řečeného vyplývá hypotéza, že společenstva vodních organismů nejsou ovlivňována okolním prostředím v takové míře, jako rostlinná společenstva, neboť vodní prostředí je oproti „vzdušnému“ konstantnější.

V úseku č. 1 jsem nezaznamenala žádné mokřadní druhy, ale naopak druhy sušších stanovišť, jako např. *Cirsium arvense* a *Hypericum perforatum*, což potvrzuje zánik prameništěního mokřadu, který byl v historických mapách přítomen (viz kapitola 4.1). Jak uvádí Bednář a Štěrbá (2009), můžeme se s tímto trendem degradace iniciálních říčních krajín setkat v celé České republice.

Všechny druhy zjištěných mechorostů spadají z hlediska ohroženosti do kategorie LC – *Least Concern*, tj. neohrožené (Mechorosty České republiky 2004–2009). Zjištěné druhy jsou běžné, ekologicky nenáročné s nulovou vypovídací hodnotou. Přítomnost 8 druhů mechorostů v úseku č. 2 rovněž vypovídá o tom, že tento úsek je stanovištěně mnohem více bohatý, než ostatní úseky. Přesto, že se jedná o běžné druhy mechorostů, je jejich druhové složení relativně pestré.

Všichni autoři (např. Vrána a Dostál 2004b; Just a kol. 2005; Janeček a kol. 2012) zabývající se revitalizacemi vodních toků a protierozními opatřeními upozorňují na problematiku vlastnických práv, se kterými se musí při návrzích revitalizace počítat. Ideální je podle nich samozřejmě projednávat tyto návrhy přímo s vlastníky nebo uživateli dotčených pozemků. Ovšem jak píše Havlíček (2000), Lokoč (2006) i Štěrbá (2007) čeští zemědělci většinou nejsou přístupní těmto změnám. Sama jsem při jednání s jedním vlastníkem větší části pozemků v mikropovodí Štáhelského potoka pochopila, že tato jednání jsou komplikovaná a neobejdou se bez kompromisů na obou stranách. Lusk (1995), ale i Havlíček (2000) také upozorňují, že revitalizační záměry často ztroskotají na nedostatku finančních prostředků, ale v současnosti se nabízí řada dotačních titulů potenciálně využitelných pro revitalizace vodních toků a aplikaci protierozních opatření (AOPK ČR 2011), které by mohly tyto problémy vyřešit.

Na nepříznivý stav vodních toků v ČR upozorňují Miko a Hošek (2009), kteří zdůrazňují pozitivní vliv revitalizací vodních toků a také uvádějí, že je potřeba v revitalizačních aktivitách pokračovat. Štěrbá (2007) a Zuna (1997) upozorňují na ekologickou významnost potoků a bystřin, jež jsou v podhorských oblastech součástí zemědělské krajiny a v důsledku toho byly v minulosti nevhodně upraveny, často tvrdě technicky. Hart (1997) na základě průzkumu revitalizovaných toků v rámci ČR konstatuje, že již po krátké době od provedení revitalizací je patrné výrazné oživení těchto toků vodní faunou a zdůrazňuje, že je důležitá dlouhodobější péče o výsadby doprovodné a břehové vegetace. Kolařík a kol. (2003) doporučuje péči o keře v rozsahu



3-5 let, zatímco u stromů 5-10 let. Navrhované pětileté období péče o výsadby je tedy minimální.

Mnozí autoři (např. Vrána a Dostál 2004b) si stěžují, že jim chybí dostatečné množství informací o stavu vodního toku před revitalizací, a tedy nemohou kvalitně zhodnotit výsledný efekt revitalizace. Předkládaná diplomová práce je tedy nejen návrhem revitalizace, ale také dokladem stavu Štáhelského potoka a jeho mikropovodí před revitalizací. Tito autoři zároveň zdůrazňují, že je těžké určit výsledek cílového stavu revitalizace a upozorňují, že revitalizace ihned po dokončení nemusí a většinou ani nemůže dosáhnout požadovaného efektu, neboť jde o iniciální stádium dalšího několikaletého vývoje. Je tedy důležité si uvědomit, že nová trasa koryta potoka se po provedení revitalizace bude sama ještě dotvářet a tůň budou nejprve v důsledku uvolnění velkého množství živin z půdy eutrofní a zarostlé pouze řasami a až postupně se stabilizují. Zuna (2004b) uvádí, že boční eroze revitalizovaného koryta je žádoucí, zatímco hloubková eroze není přípustná. Tedy také z tohoto důvodu je dobré, aby byl k dispozici dostatečně široký potoční pás, v němž se může potok samovolně dotvářet.

Sklenička (2003) zdůrazňuje, že obnova mokřadů je neodmyslitelnou složkou revitalizace vodního toku a uvádí, že prameniště je často součástí mokřadu. Ničení mokřadů odvodněním považuje za velmi škodlivé a podotýká, že i na odvodněných pozemcích mohou díky revitalizacím vzniknout velmi cenné biotopy. Dle Vymazala (2008) jsou funkce mokřadů následující: hydrologické (zásoba vody), biologické, biogeochemické (kumulace živin a sedimentů) a společenské (rekreace). Soukup (2006) dodává, že význam mokřadů spočívá v ochraně jakosti vody v tocích.

Systém drenáží dle Kulhavého a Soukupa (2010) významně ovlivňuje vodní režim půd a režim odtoku vody z celého povodí. Drenáže jsou podle nich často ve velmi špatném technickém stavu, protože jejich údržba byla zanedbávána. Stále však mají v krajině významný hydrologický účinek. Z hlediska vodního hospodářství i zemědělského může být dle těchto autorů odvádění vody z povodí hodnoceno jako nadbytečné a je dobré drenážní odtok regulovat nebo eliminovat. Jelikož drenážní vody bývají podstatným zdrojem vod ve vodotečích a významně ovlivňují jejich vodní režim, upozorňují tito autoři na to, že v případě, že se bude zvažovat možnost retardace či dočasné zdržení drenážních vod, je nezbytné znát aktuální stav drenážního systému a při návrzích opatření přesně lokalizovat tyto liniové a bodové stavby trubního systému. Z tohoto důvodu je před případnou revitalizací Štáhelského potoka nutné dodatečně zjistit, kudy přesně dreny vedou. Dovolím si zde upozornit na zkušenost získanou při

hloubení tůní v rámci revitalizace v povodí potoka Bazalverk, kde byly tůně vyhloubeny na několika přerušeních jednoho svodného drénu, což následně způsobovalo unikání vody z vyšších tůní a její hromadění v nejspodnější tůni. Také z tohoto důvodu navrhuji kompletní vykopání za přerušením následujících částí drénů.

Dle Janského a Kocuma (2007) je v současné době trend zadržovat vodu v krajině a odtokový proces zpomalit (oproti minulosti, kdy byly snahy odvést vodu rychle pryč) a je důležité pohlížet na nivy řek jako na přirozené zátopové území. Navrhovaná revitalizace Štáhelského potoka počítá s obnovou mokřadního charakteru na potok navazujících ploch včetně obnovy tůní, a tedy se zvýšením retenční kapacity území. Dle Černého (2008) jsou v přirozené nivě všech vodních toků systémy tůní a říčních ramen. Tento autor zdůrazňuje význam zadržování vody v krajině a říká, že „každé množství vody, zadržené v krajině, bude mít v budoucnu cenu zlata.“

Na zatravněných pozemcích se můžeme setkat s tzv. „doškovým efektem“ (Cudlín a kol. 2002; Kvítek a Tippl 2003), kdy v důsledku prudkých srážek travní porost polehne, a tak dochází ke snížení množství do půdy zasakující vody a ke zvýšení a zrychlení povrchového odtoku. Z tohoto důvodu nelze dle Kvítka a Tippla (2003) travní porosty zemědělsky neobhospodařovat ve svazích nad 12°, tj. když má čtvrtá číslice BPEJ hodnotu 6 nebo 7. Takové pozemky se ve vymezeném mikropovodí nacházejí na levém břehu Štáhelského potoka v oblasti kolem soutoku s jeho pravostranným přítokem a ještě na pravém břehu tohoto přítoku. U těchto půdních bloků by se mělo obzvláště důsledně dbát na pravidelné obhospodařování a na ostatních pozemcích v mikropovodí vhodně aplikovat protierozní opatření, což návrh revitalizace splňuje.

Šoch (1995) uvádí, že výhoda chovu ovcí v podhorských oblastech oproti skotu spočívá v tom, že spásají rostliny velmi nízko u země, protože mají anatomicky utvářený rozštěpený horní pysk a navíc se ovce v těchto oblastech v minulosti běžně chovaly.

## 6 Závěr

Práce je zaměřena na mikropovodí Štáhelského potoka, které se nachází v podhůří Jeseníků. Tento potok protéká zemědělsky využívanou krajnou, a proto byl v jeho horní části v minulosti upraven. Jeho trasa byla napříměna a koryto zahloubeno a opevněno. Okolní pozemky byly odvodněny, což způsobilo zánik k potoku přiléhajících mokřadních ploch. V současnosti jsou považovány takové zásahy do krajiny za nevhodné, ba přímo škodlivé. Trendem je tento nevyhovující stav krajiny napravovat v rámci revitalizací, které si kladou za cíl opět navrátit krajinu, potažmo vodní toky, do co možná nejpřírodnějšího stavu. Proto je součástí této práce také návrh komplexní revitalizace celého mikropovodí.

Na základě práce s historickými mapovými podklady jsem zjistila, že Štáhelský potok byl nevhodnou úpravou zkrácen o 184 m. V minulosti se v mikropovodí nacházela orná půda, zatímco nyní jsou zde TTP. V rámci analýzy aktuálního land use jsem zde identifikovala celkem 13 kategorií využití území. Vytvořila jsem model potenciální ztráty půdy vodní erozí. Výsledný erozní smyv v mikropovodí Štáhelského potoka dosahuje maximálně  $11 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ . Z toho vyplývá, že k erozi dochází, přestože jsou pozemky zatravněny. Koeficient ekologické stability mikropovodí je velmi vysoký, ovšem posouzení na základě tohoto koeficientu je velmi hrubé a má velmi omezenou vypovídací schopnost.

Štáhelský potok měl v průběhu roku 2012 nevyrovnaný průtok a místy docházelo k jeho vyschnutí, což v těchto místech znemožňovalo měření vybraných fyzikálně-chemických vlastností vody a odběr vzorků makrozoobentosu. Teplota vody ve Štáhelském potoce kolísala v průběhu měření (duben-listopad roku 2012) od 4,6 do 19,8 °C, pH se pohybovalo v rozmezí 5-7, vodivost od 70 do 247  $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ , koncentrace kyslíku zase od 7,3 do 12,63  $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$  a procento nasycení vody kyslíkem kolísalo v rozmezí od 86,4 % do 113,4 %. Laboratorním stanovením koncentrací dusičnanového dusíku ve vodě Štáhelského potoka jsem zaznamenala hodnoty nedosahující ani 0,5  $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ , koncentrace amoniakálního dusíku se pohybovaly v rozmezí od 0,2 do 0,6  $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$  a koncentrace fosforečnanů dosahovala hodnot 0,05-0,25  $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ .

Hydrobiologickým rozbořem jsem zjistila celkem 53 taxonů makrozoobentosu, přičemž v horní části potoka jsem zaznamenala degradaci společenstva makrozoobentosu v důsledku vyschnutí. Vyrovnaný počet taxonů byl ve střední části potoka, která se vyznačuje zachovalým přírodním stavem. Všem odebraným vzorkům

byl společný masový výskyt blešivce potočního (*Gammarus fossarum*). Za využití softwarového programu HOBENT jsem spočítala vybrané indexy diverzity, jež se nesnadno interpretují, a biotické indexy, z nichž nejznámější je saprobní index, který vypověděl o tom, že voda ve Štáhelském potoce dosahuje lepší beta-mesosaprobity. Program rovněž navrhl druhovou strukturu cílového společenstva, které by mělo mít z hlediska zastoupených taxonů, ale např. i způsobu výživy, pohybu a využívaného substrátu poněkud jinou strukturu a mělo by být druhově bohatější. Ze všech hodnocených úseků potoka byl převážně nejhůře hodnocen horní regulovaný úsek.

Botanický průzkum vedl ke zjištění, že se ve vybraných úsecích podél Štáhelského potoka nachází 37 taxonů vyšších rostlin patřících do 22 čeledí a 8 druhů mechorostů. Jednotlivé úseky si byly velmi málo podobné, což je zapříčiněno jejich odlišným charakterem.

Návrh revitalizace spočíval v obnově prameništěního mokřadu a dalších mokřadních ploch podél potoka, dále ve změně trasy regulované části potoka. Součástí revitalizace bylo vybudování zemních tůň sloužících nejen jako retenční prostory, ale také jako biotop mnohých rostlin a živočichů. Dále jsem navrhla aplikovat do krajiny v rámci mikropovodí Štáhelského potoka protierozní opatření v podobě mezí s průlehy, vytvořit nové remízky a obnovit stromořadí. Celkovým záměrem revitalizace bylo navodit stav vedoucí ke zlepšení hydrologické situace v povodí, zmírnění povrchového odtoku při přívalových srážkách a z tajícího sněhu, vytvoření nových retenčních prostorů a tím vyšší ochraně obce Malá Štáhle před povodněmi a zemědělských ploch před vodní erozí. Je vysoký předpoklad, že dojde ke zvýšení biodiverzity v celém mikropovodí v důsledku zvýšení nabídky vodních, mokřadních i suchozemských biotopů, rozšíří se rovněž potravní nabídka a množství úkrytů. Zlepší se také estetický vzhled této krajiny a jistě se dostaví další pozitivní efekty revitalizace.

## 7 Použitá literatura

[AOPK ČR] Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky. 2011. Finanční nástroje péče o přírodu a krajinu. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky. 40 s.

Anděra M. 2003. Encyklopedie naší přírody: fauna. 1. vydání. Praha: Libri. 367 s.

Armitage PD, Pardo I. 1995. Impact Assessment of Regulation at the Reach Level Using Macroinvertebrate Information from Mesohabitats. *Regulated Rivers: Research & Management*. 10(2-4):147-158.

[StMUGV] Bavorské státní ministerstvo pro životní prostředí, zdraví a ochranu spotřebitelů, 2005. Ochrana před povodněmi v Bavorsku: Strategie a příklady. Mnichov: StMUGV. 32 s.

[StMUGV] Bavorské státní ministerstvo pro životní prostředí, zdraví a ochranu spotřebitelů, 2006. Data + fakta + cíle: Ochrana před povodněmi v Bavorsku POLDRY. Praha: Ústav pro ekopolitiku, o. p. s. 16 s.

Bečáková M. 2012. Biologie a ekologie chrostíků (*Trichoptera*) České republiky [bakalářská práce]. Brno: Masarykova univerzita. 81 s.

Bednář M, Štěrba O. 2009. Stav pramenných oblastí v České republice – ekologická katastrofa. In: Měkotová J, editor. Říční krajina 6. 6. ročník pracovní konference Říční krajina 6 se zaměřením na problematiku řek a okolní krajiny; říjen 2009; Olomouc. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci; 2009. s. 6-9.

Benešová J. 2005. Vodní hospodářství krajiny – zkušenosti z projektové přípravy staveb. In: Kulhavý Z, editor. Voda v krajině 21. století. Sborník z konference Krajinné inženýrství 2005; 8. 12. – 9. 12. 2005; Pardubice. Pardubice: Česká společnost krajinných inženýrů – ČSSI; 2005. s. 34 – 39.

Brabec K. 2000. Indikační potenciál čeledi Chironomidae při hodnocení změn ekologické kvality toků. In: Rulík M, editor. Limnologie na přelomu tisíciletí: Sborník přednášek. XII. Limnologická konference; 18. – 22. 9. 2000; Kouty nad Desnou. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci; 2000. s. 159-162.

Buček A. 2012. Změna vodohospodářského paradigmatu v přístupu k říčním nivám. In: Machar I, Drobilová L a kol. Ochrana přírody a krajiny v České republice: vybrané aktuální problémy a možnosti jejich řešení 2. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci; 2012. s. 425-426.

Bulánková E. 2000. Vybrané skupiny makrozoobentosu (Odonata, Cordulegasteridae, Dipetra, Blephariceridae, Dixidae, Athericidae) ako bioindikátory kvality tčúcich vód. In: Rulík M, editor. Limnologie na přelomu tisíciletí: Sborník přednášek. XII. Limnologická konference; 18. – 22. 9. 2000; Kouty nad Desnou. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci; 2000. s. 163-164.

Cudlín P, Kovář P, Macků J, Kvítek T, Malenovský Z, Pechanec V, Psotová H. 2002. Metodiky navrhování preventivních protipovodňových opatření „netechnického typu“ v hydrologických povodích. Závěr. zpr. projektu MŽP VaV/650/2/00 – Systém opatření v hydrologických povodích ke snížení škodlivých účinků následků povodní. Praha: FSv ČVUT.

Culek M, editor, a kol. 1996. Biogeografické členění České republiky. Praha: Enigma. 347 s.

Černý R. 2008. Tůně v nivě řeky a jejich ochrana. In: Příkryl I, Kröpferová L, Pechar L, editoři. Mokřady a voda v krajině. Sborník přednášek; 18. – 20. 6. 2008; Lázně Aurora Třeboň. Třeboň: ENKI, o. p. s. Třeboň. s. 6-7.

[ČSN 1998a] Česká státní norma 75 7221: Jakost vod – Klasifikace jakosti povrchových vod. Praha: Český normalizační institut.

[ČSN 1998 b] Česká státní norma 75 7717: Jakost vod – Biologický rozbor – Stanovení saprobního indexu. Praha: český normalizační institut.

Činčura J a kol. 1985. Encyklopédia Zeme. 2. vydání. Bratislava: Vydavateľstvo Obzor. 720 s.

Demek J, Mackovčín P, editoři. 2006. Zeměpisný lexikon ČR: Hory a nížiny. 2. vydání. Brno: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. 582 s.

Deyl M, Hísek K. 1980. Naše květiny: I. díl a II. díl. 2. vydání. Praha: Albatros. 774 s.

Ehrlich P, Gergel J, Lojda R. 2005. Vodní hospodářství II. - Vodní toky. 1. vydání. Vodňany: Střední rybářská škola a Vyšší odborná škola vodního hospodářství a ekologie Vodňany. 177 s.

Eiseltová M, Biggs J, editoři. 1995. Restoration of Stream Ecosystems: an integrated catchment approach. Slimbrige, Gloucester: International Waterfowl and Wetlands Research Bureau. 170 s.

Fitter R, Manuel R. 1986. Field Guide to the Freshwater life of Britain and North-West Europe. London: Collins. 382 s.

Forman RTT, Godron M. 1993. Krajinná ekologie. Přel. Těšitel J, Hanousek P, Hanousková I, Kremsa V, Rambousková H, Štěrbáček Z. 1. vydání. Praha: Academia. 583 s. Přel. z: Landscape Ecology.

Fuksa JK. 2003. Příručka pro vzorkování vody a vodního prostředí (PVVVP). Praha: Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka. 94 s.

Garms H. 1997. Rostliny a živočichové: Příručka k určování. Přel. Sobotková V, Vondřejc J. Žilina: Knižné centrum. 336 s. Přel z: Pflanzen und Tiere Europas.

Gergel SE, Turner MG, Miller JR, Melack JM, Stanley EH. 2002. Landscape indicator of human impacts to riverine systems. *Aquat Sci.* 64(2):118-128.

Gerstmeier R. 2004. Kapesní atlas: Hmyz. Přel. Kholová H. 1. vydání. Praha: Slovart. 158 s. Přel. z: GU Naturführer Insekten.

Grau J, Kremer BP, Möselers BM, Rambold G, Triebel D. 1998. Trávy: Lipnicovité, šáchorovité, sítinovité a rostliny podobné travám Evropy. Přel. Váňa J. 1. vydání. Praha: Ikar. 288 s. Přel z: Gräser.

Greenhalgh M, Ovenden D. 2007. Freshwater life: Britain and Northern Europe. 1st ed. London: Collins. 256 s.

Hanel L, Lišková E. 2003. Stručný obrazový klíč k určování hlavních skupin vodních bezobratlých. Praha: Univerzita Karlova v Praze – Pedagogická fakulta. 74 s.

Hart J. 1997. Zhodnocení provedených revitalizací drobných vodních toků, realizovaných regionální kanceláří Státní meliorační správy České Budějovice. In: Němec J, editor. Krajnotvorné programy. Sborník příspěvků konference s mezinárodní účastí; 4.-6. 11. 1997; Příbram. Praha: Consult; 1997. s. 162-165.

Hartman P, Příkryl I, Štědranský E. 2005. Hydrobiologie. 3. vydání. Praha: Informatorium. 363 s.

Haupt J, Haupt H. 1998. Fliegen und Mücken: Beobachtung, Lebensweise. 1. Auflage. Augsburg: Naturbuch Verlag. 351 s.

Hauptman I, Kukal Z, Pošmourný K, editoři. 2009. Půda v České republice. Praha: © Consult Praha. 256 s.

Havlíček T. 2000. Obecné zkušenosti z revitalizačních akcí v ČR. In: Kovařík P, Machar I, editoři. Mokřady 2000. Ročník 3.: Sborník z konference při příležitosti 10. výročí vzniku CHKO Litovelské Pomoraví; 13.-15. 9. 2000; Olomouc. Olomouc: INVENCE; 2000. s. 213-218.



Hladný J. 2007. Fakta a mýty o povodních. In: Langhammer J, editor. Povodně a změny v krajině. Praha: Katedra fyzické geografie a geoekologie Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy v Praze a MŽP ČR. s. 41 – 50.

Horáková M, Grünvald A, Lischke P. 1986. Chemické a fyzikální metody analýzy vod. 1. vydání. Praha: SNTL. 389 s.

Hrabě S a kol. 1954. Klíč zvířeny ČSR: díl I. 1. vydání. Praha: nakladatelství Československé akademie věd. 540 s.

Hrbáček J a kol. 1972. Limnologické metody. 1. vydání. Praha: Universita Karlova v Praze. 208 s.

Hrbáček J a kol. 1985. Limnologické metody. 2. vydání. Praha: Universita Karlova v Praze. 208 s.

Hubačiková V, Opletová P. 2008. Úpravy vodních toků a ochrana vodních zdrojů. 1. vydání. Brno: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně. 132 s.

Hudec K a kol. 2007. Příroda České republiky: Průvodce faunou. 1. vydání. Praha: Academia. 440 s.

Chytrý M, Kučera T, Kočí M, Grulich V, Lustyk P, editoři. 2010. Katalog biotopů České republiky. 2. vydání. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. 445 s.

Jakrlová J. 1995. Travní porosty v zemědělské krajině. In: Peňáz M, Jakrlová J, editoři. Ekologické aspekty změn v kulturní krajině. Sborník příspěvků z pracovního semináře pořádaného v rámci Evropského roku ochrany přírody; 5. 10. 1995; Brno. Brno: Regionální sdružení ČSOP Brno; 1995. s. 9-11.

Jakrlová J, Pelikán J. 1999. Ekologický slovník terminologický a výkladový. 1. vydání. Praha: Forutuna. 144 s.

Janeček M a kol. 2008. Základy erodologie. 1. vydání. Praha: Česká zemědělská univerzita v Praze. 172 s.

Janeček M a kol. 2012. Ochrana zemědělské půdy před erozí: Metodika. 1. vydání. Praha: Česká zemědělská univerzita Praha. 314 s.

Janský B, Kocum J. 2007. Retenční potenciál v pramenných oblastech toků. In: Langhammer J, editor. Povodně a změny v krajině. Praha: Katedra fyzické geografie a geoekologie Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy v Praze a MŽP ČR. s. 307-316.

Jarkovský J, Littnerová S, Dušek L. 2012. Statistické hodnocení biodiverzity. 1. vydání. Brno: Akademické nakladatelství CERM, s. r. o. Brno. 77 s.

Just T. 2010. Přírodě blízké úpravy vodních toků v intravilánech a jejich význam v ochraně před povodněmi: Revitalizace sídelního prostředí vodními prvky. 1. vydání. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky. 213 s.

Just T a kol. 2003. Revitalizace vodního prostředí. 1. vydání. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. 144 s.

Just T a kol. 2005. Vodohospodářské revitalizace a jejich uplatnění v ochraně před povodněmi. Praha: 3. ZO ČSOP Hořovicko, Ekologické služby s. r. o., AOPK ČR, MŽP ČR. 359 s.

Kokeš J, Vojtíšková D. 1999. Nové metody hodnocení makrozoobentosu tekoucích vod. 1. vydání. Praha: Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka. 84 s.

Kolařík J a kol. 2003. Péče o dřeviny rostoucí mimo les, I. díl: Metodika ČSOP č. 5. 2. doplněné vydání. Vlašim: Základní organizace Českého svazu ochránců přírody Vlašim. 261 s.

Kolektiv autorů a konzultantů Encyklopedického domu, spol. s. r. o. 1998. Slovník cizích slov. Praha: Encyklopedický dům, spol. s. r. o. 366 s.

Kovařík P, Machar I, editoři. 2000. Mokřady 2000. Ročník 3.: Sborník z konference při příležitosti 10. výročí vzniku CHKO Litovelské Pomoraví; 13.-15. 9. 2000; Olomouc. Olomouc: INVENCE. 276 s.

Králová H, editor. 2001. Řeky pro život: Revitalizace řek a péče o nivní biotopy. Brno: ZO ČSOP Veronica. 440 s.

Kráska J. 2011. Geoinformatika versus vodohospodářství a krajinné inženýrství. Praha: České vysoké učení technické v Praze. 25 s.

Kravčík M. 2008. Voda v krajině. In: In: Příkryl I, Kröpferová L, Pechar L, editoři. Mokřady a voda v krajině: Sborník přednášek. Konference Mokřady a voda v krajině; 18. – 20. 6. 2008; Třeboň. Třeboň: ENKI, o. p. s.; 2008. s. 26-28.

Krejča J. 1993. Velká kniha rostlin, hornin, minerálů a zkamenělin. Přel. Chybová J, Makovička Z, Mladá J, Pavelková Z. 1. vydání. Bratislava: Příroda a. s. 388 s.

Kremer BP, Muhle H. 1998. Lišejníky, mechorosty, kaprad'orosty: Evropské druhy. Přel. Janáčková H. 1. vydání. Praha: Ikar. 288 s. Přel z: Flechten, Moose, Farne.

Křovák F, Kovář P, editoři. 2002. Možnosti zvyšování ekologické stability, retence a akumulace vody v krajině, 2002. 1. vydání. Praha: Česká zemědělská univerzita v Praze, Lesnická fakulta, Katedra biotechnických úprav krajiny. 25 s.

Kubát K, hlavní editor. 2002. Klíč ke květeně České republiky. 1. vydání. Praha: Academia. 928 s.

Kučera J, Váňa J. 2005. Seznam a červený seznam mechorostů České republiky (2005). Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Správa ochrany přírody. Příroda (23): 1-104.

Kulhavý F. 2005. Vodohospodářská koncepce krajinného plánování. In: Kulhavý Z. Voda v krajině 21. století. Sborník z konference Krajinné inženýrství 2005; 8. 12. –

9. 12. 2005; Pardubice. Pardubice: Česká společnost krajinných inženýrů – ČSSI; 2005. s. 178 – 187.

Kulhavý Z, editor. 2005. Voda v krajině 21. století. Sborník z konference Krajinné inženýrství 2005; 8. 12. – 9. 12. 2005; Pardubice. Pardubice: Česká společnost krajinných inženýrů – ČSSI. 343 s.

Kulhavý Z, Soukup M. 2010. Zemědělské odvodnění a krajina. In: Rožnovský J, Letschmann T, editoři. Voda v krajině. Sborník příspěvků z konference; 31. 5. – 1. 6. 2010; Lednice. Praha: Ministerstvo zemědělství, Celostátní síť pro venkov. s. 103-110.

Kvítek T, Tipl M. 2003. Ochrana povrchových vod před dusičnany z vodní eroze a hlavní zásady protierozní ochrany v krajině. Praha: Ústav zemědělských a potravinářských informací. 46 s.

Langhammer J, editor. 2007. Povodně a změny v krajině. Praha: Katedra fyzické geografie a geoekologie Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy v Praze a MŽP ČR. 396 s.

Langhammer J, Vajskebr V. 2007. Využití GIS pro analýzu zkrácení říční sítě na základě historických mapových podkladů. In: Langhammer J, editor. Povodně a změny v krajině. Praha: Katedra fyzické geografie a geoekologie Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy v Praze a MŽP ČR. s. 153-168.

Lellák J, Kubíček F. 1991. Hydrobiologie. 1. vydání. Praha: Univerzita Karlova. 258 s.

Lipský Z. 1995. Venkovská krajina v pohybu. In: Peňáz M, Jakrlová J, editoři. Ekologické aspekty změn v kulturní krajině. Sborník příspěvků z pracovního semináře pořádaného v rámci Evropského roku ochrany přírody; 5. 10. 1995; Brno. Brno: Regionální sdružení ČSOP Brno; 1995. s. 32-33.

Lipský Z. 1998. Krajinná ekologie pro studenty geografických oborů. 1. vydání. Praha: Karolinum. 129 s.

Lipský Z. 2000. Sledování změn v kulturní krajině: Učební text pro cvičení z předmětu Krajinná ekologie. 1. vydání. Kostelec nad Černými lesy: Česká zemědělská univerzita Praha. 71 s.

Lipský Z. 2002. Sledování historického vývoje krajinné struktury s využitím starých map. In: Němec J, editor. Krajina 2002: Od poznání k integraci. Pracovní konference Krajina 2002: Od poznání k integraci; 2002; Ústí nad Labem. Praha: Ministerstvo životního prostředí; 2002. s. 44-48

Lipský Z. 2007. Intenzifikace a extenzifikace využívání říčních krajin. In: Měkotová J, Štěrba O, editoři. Říční krajina 5. 5. ročník pracovní konference Říční krajina 5 se zaměřením na problematiku řek a okolní krajiny; 2007; Olomouc. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci; 2007. s. 152-162.

Lokoč R, Lokočová M. 2010. Vývoj krajiny v České republice. 1. vydání. Brno: Lipka – školské zařízení pro environmentální vzdělávání. 84 s.

Losos B a kol. 1984. Ekologie živočichů. 1. vydání. Praha: Státní pedagogické nakladatelství. 316 s.

Löw J, Michal I. 2003. Krajinný ráz. Kostelec nad Černými Lesy: Lesnická práce, s. r. o. 548 s.

Lusk S. 1995. Renaturalizace vodních toků. In: Peňáz M, Jakrllová J, editoři. Ekologické aspekty změn v kulturní krajině. Sborník příspěvků z pracovního semináře pořádaného v rámci Evropského roku ochrany přírody; 5. 10. 1995; Brno. Brno: Regionální sdružení ČSOP Brno; 1995. s. 12-13.

Máčka Z, Kožený P. 2007. Mrtvé dřevo – přirozená součást řek a potoků. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. Informační leták.

Madar Z, Pfeffer A. 1973. Životní prostředí. 1. vydání. Praha: Orbis. 572 s.

Malý J, Malá J. 2006. Chemie a technologie vody. 2. vydání. Brno: ARDEC s. r. o. 329 s.

Marbach B, Kainz CH. 2002. Moose, Farne und Flechten: Häufige und auffällige Arten erkennen und bestimmen. München: BLV Verlagsgesellschaft mbH. 96 s.

Matis D a kol. 2009. Velká kniha živočichů: hmyz, ryby, obojživelníci, plazi, ptáci, savci. 4. vydání. Bratislava: Vydavateľstvo Príroda, s. r. o. 344 s.

Matoušková M. 2007. Revitalizace vodních ekosystémů a jejich význam v protipovodňové ochraně. In: Langhammer J, editor. Povodně a změny v krajině. Praha: Katedra fyzické geografie a geoekologie Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy v Praze a MŽP ČR. s. 343-354.

Mazín VA. 2005. Oborové bariéry krajinného plánování na pozadí zkušeností z pozemkových úprav. In: Kulhavý Z, editor. Voda v krajině 21. století. Sborník z konference Krajinné inženýrství 2005; 8. 12. – 9. 12. 2005; Pardubice. Pardubice: Česká společnost krajinných inženýrů – ČSSI; 2005. s. 188 – 195.

Měkotová J. 2009. Mizející říční krajina malých vodních toků. In: Měkotová J, editor. Říční krajina 6. 6. ročník pracovní konference Říční krajina 6 se zaměřením na problematiku řek a okolní krajiny; říjen 2009; Olomouc. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci; 2009. s. 107-111.

Měkotová J, editor. 2009. Říční krajina 6. 6. ročník pracovní konference Říční krajina 6 se zaměřením na problematiku řek a okolní krajiny; říjen 2009; Olomouc. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci. 209 s.

Měkotová J, Štěrba O, editoři. 2007. Říční krajina 5. 5. ročník pracovní konference Říční krajina 5 se zaměřením na problematiku řek a okolní krajiny; 2007; Olomouc. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci. 355 s.

Měkotová J, Štěrba O. 2011. Metodika optimalizace říční krajiny s důrazem na rozvoj biodiverzity a katalog opatření. 1. vydání. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci.

50 s. Metodika byla vypracována v rámci řešení výzkumného úkolu 2B06101 Národní program výzkumu II.

Metodika Ministerstva životního prostředí k navrhování protipovodňových opatření v ploše povodí, které současně řeší obnovu vodního režimu a snižování vodní eroze pro účely plánování v oblasti vod dle směrnice 2000/60/ES. [datum neznámé]. 131 s.

Míchal I. 1994. Ekologická stabilita. 2. vydání. Brno: Veronica. 276 s.

Miko L, Hošek M, editoři. 2009. Příroda a krajina České republiky: Zpráva o stavu 2009. 1. vydání. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky. 102 s.

Mikyška R a kol. 1968. Geobotanická mapa ČSSR: 1. České země, textová část. 1. vydání. Praha: Academia. 208 s. Edice Vegetace ČSSR, řada A, svazek 3.

Němec J, editor. 1997. Krajnotvorné programy. Sborník příspěvků konference s mezinárodní účastí; 4.-6. 11. 1997; Příbram. Praha: Constult. 268 s.

Němec J, editor. 2002. Krajina 2002: Od poznání k integraci. Pracovní konference Krajina 2002: Od poznání k integraci; 2002; Ústí nad Labem. Praha: Ministerstvo životního prostředí. 118 s.

Netopil P, Šarapatka B. 2009. Erozní procesy v krajině: vztahy mezi vybranými metodami výzkumu. In: Měkotová J, editor. Říční krajina 6. 6. ročník pracovní konference Říční krajina 6 se zaměřením na problematiku řek a okolní krajiny; říjen 2009; Olomouc. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci; 2009. s. 117-123.

Neuhäuslová Z a kol. 1998. Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky: Textová část. 1. vydání. Praha: Academia. 341 s.

Obrdlík P, Castella E, Foeckler F, Petts GE. 1991. Special Issue on Surface-Water Invertebrates of European Alluvial Floodplains. Regulated Rivers: Research & Management. 6(4):239-240.

Odum EP. 1977. *Základy ekologie*. Přel. Obrtel R a kol. 1. vydání. Praha: Academia. 736 s. Přel. z: *Fundamentals of ecology*, 3. vyd.

Olsen LH, Pedersen BV, Sunesen J. 2001. *Small freshwater creatures*. 1st ed. New York: Oxford University Press. 229 s.

Opatřilová L, Kokeš J, Syrovátka V, Němejcová D, Zahradková S. 2011. Hodnocení tekoucích vod ČR podle makrozoobentosu: vývoj a popis metodiky. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*. 53(mimořádné číslo 1):6-9.

Peňáz M, Jakrlová J, editoři. 1995. *Ekologické aspekty změn v kulturní krajině*. Sborník příspěvků z pracovního semináře pořádaného v rámci Evropského roku ochrany přírody; 5. 10. 1995; Brno. Brno: Regionální sdružení ČSOP Brno. 37 s.

Podhrázká J, Staňková B. 2005. Význam pozemkových úprav v ochraně vodních zdrojů. In: Kulhavý Z, editor. *Voda v krajině 21. století*. Sborník z konference *Krajinné inženýrství 2005*; 8. 12. – 9. 12. 2005; Pardubice. Pardubice: Česká společnost krajinných inženýrů – ČSSI; 2005. s. 196 – 207.

Pokorný J, Lhotský R. 2005. Význam mokřadů pro ovlivnění vodní bilance krajiny. In: Kulhavý Z, editor. *Voda v krajině 21. století*. Sborník z konference *Krajinné inženýrství 2005*; 8. 12. – 9. 12. 2005; Pardubice. Pardubice: Česká společnost krajinných inženýrů – ČSSI; 2005. s. 136 – 147.

Pouličková A a kol. 1998. *Ochrana horských a podhorských toků: Úvod do studia jejich biocenóz*. 1. vydání. Vlašim: Český svaz ochránců přírody, ZO Vlašim. 127 s.

Pořízková Y. 2000. Makrozoobentos Říčky v Moravském krasu. In: Rulík M, editor. *Limnologie na přelomu tisíciletí: Sborník přednášek*. XII. Limnologická konference; 18. – 22. 9. 2000; Kouty nad Desnou. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci; 2000. s. 210-215.



Příkryl I, Kröpferová L, Pechar L, editoři. 2008. Mokřady a voda v krajině: Sborník přednášek. Konference Mokřady a voda v krajině; 18. – 20. 6. 2008; Třeboň. Třeboň: ENKI, o. p. s. 104 s.

Quitt E. 1971. Klimatické oblasti Československa. Brno: Geografický ústav ČSAV. 80 s.

Rozkošný R a kol. 1980. Klíč vodních larev hmyzu. 1. vydání. Praha: Academia. 524 s.

Rožnovský J, Litschmann T, editoři. 2010. Voda v krajině. Sborník příspěvků z konference; 31. 5. – 1. 6. 2010; Lednice. Praha: Ministerstvo zemědělství, Celostátní síť pro venkov. 140 s.

Rulík M, editor. 2000. Limnologie na přelomu tisíciletí: Sborník přednášek. XII. Limnologická konference; 18. – 22. 9. 2000; Kouty nad Desnou. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci. 342 s.

Rulík M, Kršková M. 1997. Cvičení z hydrobiologie: Obrazová příloha. 1. vydání. Olomouc: Vydavatelství Univerzity Palackého. 162 s.

Řepka R. 2007. Mokřadní ostřice České republiky. Prostějov: Český svaz ochránců přírody. 72 s.

Sádlo J, Karlík P. 2002. Krajinně-ekologické interpretace starých map prostřednictvím geobotaniky: Příklad josefského mapování. In: Němec J, editor. Krajina 2002: Od poznání k integraci. Pracovní konference Krajina 2002: Od poznání k integraci; 2002; Ústí nad Labem. Praha: Ministerstvo životního prostředí; 2002. s. 58-62

Seidel D. 2008. Květiny. Přel. Volf M. 2. vydání. Čestlice: Rebo productions. 240 s. Přel z: Blumen.

Semotanová E. 1995. Studium krajiny a srovnávací kartografické prameny. In: Peňáz M, Jakrlová J, editoři. Ekologické aspekty změn v kulturní krajině. Sborník příspěvků

z pracovního semináře pořádaného v rámci Evropského roku ochrany přírody; 5. 10. 1995; Brno. Brno: Regionální sdružení ČSOP Brno; 1995. s. 63-70.

Severa M a kol. 2007. Finanční zdroje na ochranu přírody a krajiny. Praha: Ministerstvo životního prostředí. 51 s.

Schauer T. 2008. Svět rostlin. Přel. Volf M. 2. vydání. Čestlice: Rebo Productions. 496 s. Přel z: Der Pflanzenführer für unterwegs.

Schwab H. 1995. Süßwassertiere: ein ökologisches Bestimmungsbuch. 1. Auflage. Stuttgart: Ernst Klett Schulbuchverlag GmbH. 320 s.

Sklenička P. 2003. Základy krajinného plánování. 2. vydání. Praha: Naděžda Skleničková. 321 s.

Sládeček V a kol. 1988. Hodnocení bentosu tekoucích vod. Praha: MLVD ČSR. 118 s.

Slavík B. 1997. Květena České republiky 5. 1. vydání. Praha: Academia. 560 s.

Slavíková J. 1986. Ekologie rostlin. 1. vydání. Praha: Státní pedagogické nakladatelství. 368 s.

Soukup M, editor. 2006. Opatření v zemědělské krajině pro zlepšení vodních útvarů. 1. vydání. Praha: Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy Praha. 108 s.

Stehno V. 2000. Vliv úprav potoka Staviště na zoobentos. In: Rulík M, editor. Limnologie na přelomu tisíciletí: Sborník přednášek. XII. Limnologická konference; 18. – 22. 9. 2000; Kouty nad Desnou. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci; 2000. s. 224-228.

Stránský V. 2008. Změny v přístupu společnosti k vodě. In: Příkryl I, Kröpferová L, Pechar L, editoři. Mokřady a voda v krajině: Sborník přednášek. Konference Mokřady a voda v krajině; 18. – 20. 6. 2008; Třeboň. Třeboň: ENKI, o. p. s.; 2008. s. 86-87.

Sukop I. 2006. Ekologie vodního prostředí. 1. vydání. Brno: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně. 199 s.

Sukop I, Šťastný J. 2009. Annual Development of the Macrozoobenthos of the Křemelná River (Šumava Mountains, Czech Republic). 1. vydání. Brno: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně. 35 s.

Šarapatka B, Niggli U a kol. 2008. Zemědělství a krajina: cesty k vzájemnému souladu. 1. vydání. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci. 272 s.

Šenková S. 2002. Latinsko-český česko-latinský slovník. 3. vydání. Olomouc: Nakladatelství Olomouc s. r. o. 264 s.

Šlezinger M. 2005. Stabilizace říčních ekosystémů. 1. vydání. Brno: Akademické nakladatelství CERM, s. r. o. 354 s.

Šlezinger M. 2010. Revitalizace toků: Příspěvek k problematice úprav vodních toků. 1. vydání. Brno: Vysoké učení technické v Brně. 256 s.

Šoch M. 1995. Revitalizace krajiny v marginálních oblastech zemědělskou činností. In: Peňáz M, Jakrlová J, editoři. Ekologické aspekty změn v kulturní krajině. Sborník příspěvků z pracovního semináře pořádaného v rámci Evropského roku ochrany přírody; 5. 10. 1995; Brno. Brno: Regionální sdružení ČSOP Brno; 1995. s. 82-84.

Štěrbá O. 2007. Povodňové příhody v malých povodích a říční krajina. In: Měkotová J, Štěrbá O, editoři. Říční krajina 5. 5. ročník pracovní konference Říční krajina 5 se zaměřením na problematiku řek a okolní krajiny; 2007; Olomouc. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci; 2007. s. 288-295.

Štěrbá O a kol. 2008. Říční krajina a její ekosystémy. 1. vydání. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci. 392 s.

Štěrbá O. 2012. In: Kolektiv autorů. Studie proveditelnosti revitalizačních opatření v povodí Vojtovického potoka. Studie vznikla s podporou Operačního programu Životní

prostředí, Prioritní osa 6 Zlepšování stavu přírody a krajiny, Oblast podpory 6.4 Optimalizace vodního režimu krajiny, výzva č. 14. Olomouc; 2012. 518 s. Zadavatel studie: Hnutí DUHA Olomouc. Zpracovatel studie: ZO ČSOP Castor Olomouc. Uloženo u zadavatele studie.

Tolasz R a kol. 2007. Atlas podnebí Česka. 1. vydání. Praha, Olomouc: Český hydrometeorologický ústav, Univerzita Palackého v Olomouci. 255 s.

Tomášek M. 2007. Půdy České republiky. 4. vydání. Praha: Česká geologická služba. 68 s. 41 barevných příloh, skládaná mapa.

Uhlířová L. 1995. Současný stav využití starých map pro sledování krajinných změn. In: Peňáz M, Jakrlová J, editoři. Ekologické aspekty změn v kulturní krajině. Sborník příspěvků z pracovního semináře pořádaného v rámci Evropského roku ochrany přírody; 5. 10. 1995; Brno. Brno: Regionální sdružení ČSOP Brno; 1995. s. 93-95.

Ungerma J. 1995. Funkční a proporční vazby při restrukturaaci venkovské krajiny. In: Peňáz M, Jakrlová J, editoři. Ekologické aspekty změn v kulturní krajině. Sborník příspěvků z pracovního semináře pořádaného v rámci Evropského roku ochrany přírody; 5. 10. 1995; Brno. Brno: Regionální sdružení ČSOP Brno; 1995. s. 5-8.

Valentová E. 2011. Optimalizace metody hodnocení ekologického stavu řek a její aplikace ve vybraných povodích [diplomová práce]. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci. 61 s.

Valentová E, Měkotová J. 2009. Analýza změn říční krajiny malých vodních toků. In: Měkotová J, editor. Říční krajina 6. 6. ročník pracovní konference Říční krajina 6 se zaměřením na problematiku řek a okolní krajiny; říjen 2009; Olomouc. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci; 2009. s. 192-197.

Vaňková R. 2008. Dolanský potok – revitalizace toku v obci Dolany a v úseku pod obcí [bakalářská práce]. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci. 45 s.

Vlček V, editor. 1984. Zeměpisný lexikon ČSR: Vodní toky a nádrže. 1. vydání. Praha: Academia. 316 s.

Vojtíšková D, Zahradková S, Brabec K, Kokeš J, Bernardová I, Pořízková Y. 2000. Vývoj a testování evropského systému hodnocení ekologického stavu toků podle makrozoobentosu. In: Rulík M, editor. Limnologie na přelomu tisíciletí: Sborník přednášek. XII. Limnologická konference; 18. – 22. 9. 2000; Kouty nad Desnou. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci; 2000. s. 244-246.

Vrána K, editor. 2004. Revitalizace malých vodních toků – součást péče o krajinu. Praha: ©Consult Praha. 60 s.

Vrána K, Dostál T. 2004a. Vývoj způsobů a metod revitalizací. In: Vrána K, editor. Revitalizace malých vodních toků – součást péče o krajinu. Praha: ©Consult Praha; 2004. s. 16–20.

Vrána K, Dostál T. 2004b. Hodnocení realizovaných revitalizačních akcí. In: Vrána K, editor. Revitalizace malých vodních toků – součást péče o krajinu. Praha: ©Consult Praha; 2004. s. 21-36.

Vymazal J. 2008. Funkce mokřadů. In: Příkryl I, Kröpferová L, Pechar L, editoři. Mokřady a voda v krajině: Sborník přednášek. Konference Mokřady a voda v krajině; 18. – 20. 6. 2008; Třeboň. Třeboň: ENKI, o. p. s.; 2008. s. 99-101.

Wischmeier WH, Smith DD. 1978. Predicting Rainfall Erosion Losses – A Guide to Conservation Planning. Agr. Handbook. No. 537. U. S. Dept. of Agriculture, Washington, D. C.

Zahradková S, Kokeš J, Hodovský J, Vojtíšková D, Scheibová D, Pořízková Y, Schenková J, Helešic J. 2000. Predikční systém Perla. In: Rulík M, editor. Limnologie na přelomu tisíciletí: Sborník přednášek. XII. Limnologická konference; 18. – 22. 9. 2000; Kouty nad Desnou. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci; 2000. s. 260-264.

Zahradník J. 2007. Hmyz. 2. vydání. Praha: Aventinum. 326 s.

Zavadilová J. 2007. Změny habitatových preferencí druhu *Gammarus fossarum* v průběhu vysychání toku [bakalářská práce]. Brno: Masarykova univerzita. 55 s.

Zonneveld IS. 1995. Land ecology: An Introduction to Landscape Ecology as a Base for Land Evaluation, Land Management and Conservation. Amsterdam: SBP Academic Publishing. 199 s.

Zuna J. 2004a. Úpravy toků, historie a důvod revitalizací. In: Vrána K, editor. Revitalizace malých vodních toků – součást péče o krajinu. Praha: ©Consult Praha; 2004. s. 15.

Zuna J. 2004b. Navrhování a vývoj podélného a příčného profilu koryta při revitalizaci malých vodních toků. In: Vrána K, editor. Revitalizace malých vodních toků – součást péče o krajinu. Praha: ©Consult Praha; 2004. s. 37-43.

Zuna J. 1997. Zásady přírodě blízkých úprav potoků a bystřin. In: Němec J, editor. Krajinotvorné programy. Sborník příspěvků konference s mezinárodní účastí; 4.-6. 11. 1997; Příbram. Praha: Consult; 1997. s. 110-120.

## **Kartografická díla:**

Culek M a kol., kartografové. 1993. Biogeografické regiony České republiky [biogeografická mapa]. Brno: Společnost pro životní prostředí, spol. s r. o. Měřítko 1:500 000.

Český úřad geodetický a kartografický. 1992. Základní vodohospodářská mapa ČR 1:50 000 [hydrologická mapa]. Mapový list 15-31 Bruntál. 4. vydání, obnovené. Výzkumný ústav vodohospodářský TGM, Praha. Zeměměřický ústav.

Dvořák J, Opletal M, kartografové. 1995. Geologická mapa ČR: mapový list 15 – 31 Bruntál [geologická mapa]. Měřítko 1 : 50 000. 1. vydání. Český geologický ústav.

Cháb J, Stránik Z, Eliáš M, kartografové. 2007. Geologická mapa České republiky 1 : 500 000 [geologická mapa]. 1. vydání. Praha: Česká geologická služba.

Mikyška R a kol., kartografové. 1969. Geobotanická mapa ČSSR 1: 200 000: 1. České země [geobotanická mapa]. Mapový list M-33-XXIV Olomouc. 1. vydání. Praha: Academia. Edice Vegetace ČSSR, řada A, svazek 2.

Moravec J, Neuhäusl R, kartografové. 1976. Geobotanická mapa České socialistické republiky: mapa rekonstruované přirozené vegetace 1 : 1 000 000 [geobotanická mapa]. Praha: Academia.

Němeček J, Zuska V, kartografové. 1987. Množství a kvalita humusu [pedologická mapa]. Měřítko: 1 : 1 000 000. Praha: Výzkumný ústav pro zúrodnění půd. In: Novák P a kol. 1991.

Neuhäuslová Z, Moravec J a kol., kartografové. 1997. Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky [geobotanická mapa]. Botanický ústav Akademie věd České republiky. Měřítko 1 : 500 000.

Novák P a kol., kartografové. 1991. Syntetická půdní mapa České republiky: mapový list B5 Opava [pedologická mapa]. Měřítko: 1 : 200 000. Praha: Ministerstvo zemědělství a Ministerstvo životního prostředí České republiky.

Tomášek M, kartograf. 2003. Půdní mapa České republiky [pedologická mapa]. Měřítko: 1 : 1 000 000. 3. vydání. Praha: Česká geologická služba.

## **Elektronické zdroje:**

[ArcGIS server CENIA 2013] ArcGIS server na GEOPORTÁLu CENIA, 2013. Dostupné z: <http://geoportal.gov.cz/arcgis/services>

BioLib [Internet]. 1999-2013. [cit. 5. dubna 2013]. Zicha O, editor. Dostupné z: <http://www.biolib.cz/>

BOTANY.cz [Internet]. 2007-2012. [cit. 13. dubna 2013]. Hoskovec L, šéfredaktor. Dostupné z: <http://botany.cz/cs/>

Bureš L. 2006. Plán péče o přírodní rezervaci Niva Moravice na období 2008 – 2017 [Internet]. [cit. 19. března 2013]. Dostupné z: [http://www.pod.cz/projekty/flora\\_a\\_fauna/Aktuality/pr\\_niva\\_moravice.html](http://www.pod.cz/projekty/flora_a_fauna/Aktuality/pr_niva_moravice.html)

CENIA [Internet]. 2012. Praha: Česká informační agentura životního prostředí; [cit. 11. dubna 2013]. Dostupné z: <http://www1.cenia.cz/www/>

Csáfordi P, Pödör A, Bug J, Gribovszki Z. 2012. Soil Erosion Analysis in a Small Forested Catchment Supported by ArcGIS Model Builder. *Acta Silv. Lign. Hung.* [Internet]. [cit. 9. dubna 2013]; Vol. 8: 39-55. Dostupné z: [http://www.nyme.hu/fileadmin/dokumentumok/fmk/acta\\_silvatica/cikkek/Vol08-2012/04\\_csafordi\\_et\\_al\\_pv.pdf](http://www.nyme.hu/fileadmin/dokumentumok/fmk/acta_silvatica/cikkek/Vol08-2012/04_csafordi_et_al_pv.pdf)

[ČGS 2013] Česká geologická služba, 2013. Mapová aplikace. Dostupné z: [http://mapy.geology.cz/hydro\\_rajony/](http://mapy.geology.cz/hydro_rajony/)

Český úřad zeměměřický a katastrální [Internet]. 2013. Praha: Český úřad zeměměřický a katastrální; [cit. 10. dubna 2013]. Dostupné z: [http://www.cuzk.cz/Dokument.aspx?PRARESKOD=208&MENUID=111&AKCE=DOC:10-KATASTR\\_HISTORIE](http://www.cuzk.cz/Dokument.aspx?PRARESKOD=208&MENUID=111&AKCE=DOC:10-KATASTR_HISTORIE)

[Data200 pro MSK 2013] Data200 pro území Moravskoslezského kraje poskytnutá Českým úřadem zeměměřickým a katastrálním, 2013. Internetový obchod. Dostupné z: [http://geoportal.cuzk.cz/%28S%28vbnlqd55uqqoi345efddwx55%29%29/Default.aspx?mode=eShop&head\\_tab=sekce-01-gp&menu=13](http://geoportal.cuzk.cz/%28S%28vbnlqd55uqqoi345efddwx55%29%29/Default.aspx?mode=eShop&head_tab=sekce-01-gp&menu=13)



[DIBAVOD 2011] Digitální báze vodohospodářských map, 2011. Dostupné z: <http://www.dibavod.cz/index.php?id=27&PHPSESSID=ce33fd564b1a15e2446ed58623f523>

EEA [Internet]. 2013. Copenhagen (DK): European Environment Agency; [cit. 11. dubna 2013]. Dostupné z: <http://www.eea.europa.eu/>

Glosář programu HOBENT.

Hillier A. 2011. Manual for working with ArcGIS 10: The Selected Works of Amy Hillier [Internet]. [cit. 9. dubna 2013]. University of Pennsylvania. Dostupné z: [http://works.bepress.com/amy\\_hillier/24/](http://works.bepress.com/amy_hillier/24/)

Introduction to GIS Using ArcGIS Desktop 10 [Internet]. 2012. University of Maryland Libraries. Dostupné z: <http://www.lib.umd.edu/binaries/content/assets/public/gov-info-gis/research-and-instruction/introduction-to-gis-workbook.pdf>

Kokeš J, Němejcová D. 2006. Metodika odběru a zpracování vzorků makrozoobentosu tekoucích vod metodou PERLA. Praha: Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka. 10 s. Dostupné z: <http://zvhs.cz/documents/monitoring/2009/Makrozoobentos.pdf>

Laboratoř geoinformatiky UJEP [Internet]. 2001-2010. Ústí nad Labem: Laboratoř geoinformatiky Fakulty životního prostředí Univerzity J. E. Purkyně; [cited 2013 April 11]. Dostupné z: <http://oldmaps.geolab.cz/>

Lokoč R. 2006. Čeští zemědělci a/vs. agroenvironmentální opatření. In: ZO ČSOP Veronica. Venkovská krajina. 4. ročník mezinárodní mezioborové konference Venkovská krajina; 12.-14. 5. 2006; Slavičín a Hostětín. Brno: ZO ČSOP Veronica; 2006. s. 126-129. Dostupné z: [http://www.veronica.cz/dokumenty/venkovska\\_krajina\\_2006.pdf](http://www.veronica.cz/dokumenty/venkovska_krajina_2006.pdf)

Mechorosty České republiky: on-line klíče, popisy a ilustrace [Internet]. 2004-2009. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích; [cited 2013 April 13]. Váňa J, editor. Dostupné z: <http://botanika.prf.jcu.cz/bryoweb/klic/index.php>

Mitasova H, Hofierka J, Zlocha M, Iverson L. 2010. Reply to Comment by Desmet and Govers. *International Journal of Geographical Information Science* [Internet]. [cit. 9. dubna 2013]; 11(6): 611-618. Dostupné z: <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/136588197242220>

Mitasova H, Mitas L, Brown WM, Johnson D. 1998. In Uhrová J. 2008. *Metody výpočtu erozního smyvu. Konference doktorského studia: JUNIORSTAV 2008.* Dostupné z: [http://www.fce.vutbr.cz/veda/juniorstav2008\\_sekce/pdf/3/Uhrova\\_Jana\\_CL.pdf](http://www.fce.vutbr.cz/veda/juniorstav2008_sekce/pdf/3/Uhrova_Jana_CL.pdf)

[ORTOFOTO 2013] Ortofoto poskytnuté Českým úřadem zeměměřickým a katastrálním, 2013. Mapový list: 15-31-11. Internetový obchod. Dostupné z: [http://geoportal.cuzk.cz/%28S%28vbnlqd55uqqoi345efddwx55%29%29/Default.aspx?mode=eShop&head\\_tab=sekce-01-gp&menu=13](http://geoportal.cuzk.cz/%28S%28vbnlqd55uqqoi345efddwx55%29%29/Default.aspx?mode=eShop&head_tab=sekce-01-gp&menu=13)

[PLPIS 2013] Portál farmáře – veřejný registr půdy LPIS, 2013. Půdní bloky. Dostupné z: <http://eagri.cz/public/app/lpisext/lpis/verejny/>

[POD 2007] Povodí Odry, státní podnik, 2007. Průvodní list útvaru povrchových vod Plánu oblasti povodí Odry, charakteristika vodního útvaru 36 – Moravice po soutok s tokem Kočovský potok. Dostupné z: [http://www.pod.cz/plan-oblasti-povodi-Odry/inf\\_listy/prilohy/036\\_RL\\_VU.pdf](http://www.pod.cz/plan-oblasti-povodi-Odry/inf_listy/prilohy/036_RL_VU.pdf)

Povodí Odry, s. p. 2013. *Vodohospodářská bilance oblasti povodí Odry: Zpráva o hodnocení množství podzemních vod v oblasti povodí Odry za rok 2011* [Internet]. Ostrava: Povodí Odry, s. p.; [cit. 25. března 2013]. Dostupné z: <http://www.pod.cz/data/pages/files/pod-2011.pdf>

[Půdní mapa ČR 2005] Půdní mapa České republiky [pedologická mapa], 2005. Měřítko 1:50 000. Mapový list 15 – 31 Bruntál. [cit. 1. dubna 2013]. Dostupné z: <http://www.nature.cz/monitoring-pud/ctihtmlpage.php?what=1503>

Uhrová J. 2008. Metody výpočtu erozního smyvu. Konference doktorského studia: JUNIORSTAV 2008. Dostupné z: [http://www.fce.vutbr.cz/veda/juniorstav2008\\_sekce/pdf/3/Uhrova\\_Jana\\_CL.pdf](http://www.fce.vutbr.cz/veda/juniorstav2008_sekce/pdf/3/Uhrova_Jana_CL.pdf)

Valentová M. [datum neznámé]. Revitalizační opatření v intravilánu a volné krajině [CD]. Praha: Ústav pro ekopolitiku, o. p. s. CD vydáno v rámci projektu Revitalizace – nástroj protipovodňové ochrany a cesta k návratu přírodního prostředí podél řek. Spolupráce s AOPK ČR.

VÚKOZ [Internet]. 2013. Průhonice: Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, v. v. i.; [cit. 24. dubna 2013]. Dostupné z: [http://mail.vukoz.cz/\\_C1256D3B006880D8.nsf/\\$pid/VUKITF16NEBV](http://mail.vukoz.cz/_C1256D3B006880D8.nsf/$pid/VUKITF16NEBV)

[VÚMOP 2013] Výzkumný ústav meliorací a ochrany půd, v. v. i., 2013. Poskytnutí dat pro účely studentských prací. Dostupné z: <http://www.vumop.cz/>

[VÚV 2005] Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, 2013. Hydroekologický informační systém VÚV TGM. Řád vodních toků podle Strahlera. Měřítko: 1:50 000. Dostupné z: <http://heis.vuv.cz/data/spusteni/identchk.asp?typ=96&oblast=strahler>

Vyhláška MŽP č. 395/1992 Sb., kterou se provádějí některá ustanovení zákona České národní rady č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny [Internet]. [cited 2013 April 21]. Dostupné z: <http://www.mzp.cz/www/platnalegislativa.nsf/d79c09c54250df0dc1256e8900296e32/7698185c778da46fc125654b0044ddbc?OpenDocument>

[WMS KN 2013] Webové mapové služby pro katastrální mapy, 2013. Český úřad zeměměřický a katastrální. Dostupné z: <http://services.cuzk.cz/wms/wms.asp>

[WMS server ČÚZK 2013] WMS server Českého úřadu zeměměřického a katastrálního, 2013. Český úřad zeměměřický a katastrální. Dostupné z:

[http://geoportal.cuzk.cz/WMS\\_ZM200\\_PUB/WMSservice.aspx](http://geoportal.cuzk.cz/WMS_ZM200_PUB/WMSservice.aspx)

[WMS služby ČGS 2013] WMS služby České geologické společnosti, 2013. Česká geologická společnost. Dostupné z: <http://www.geology.cz/extranet/mapy/mapy-online/wms>

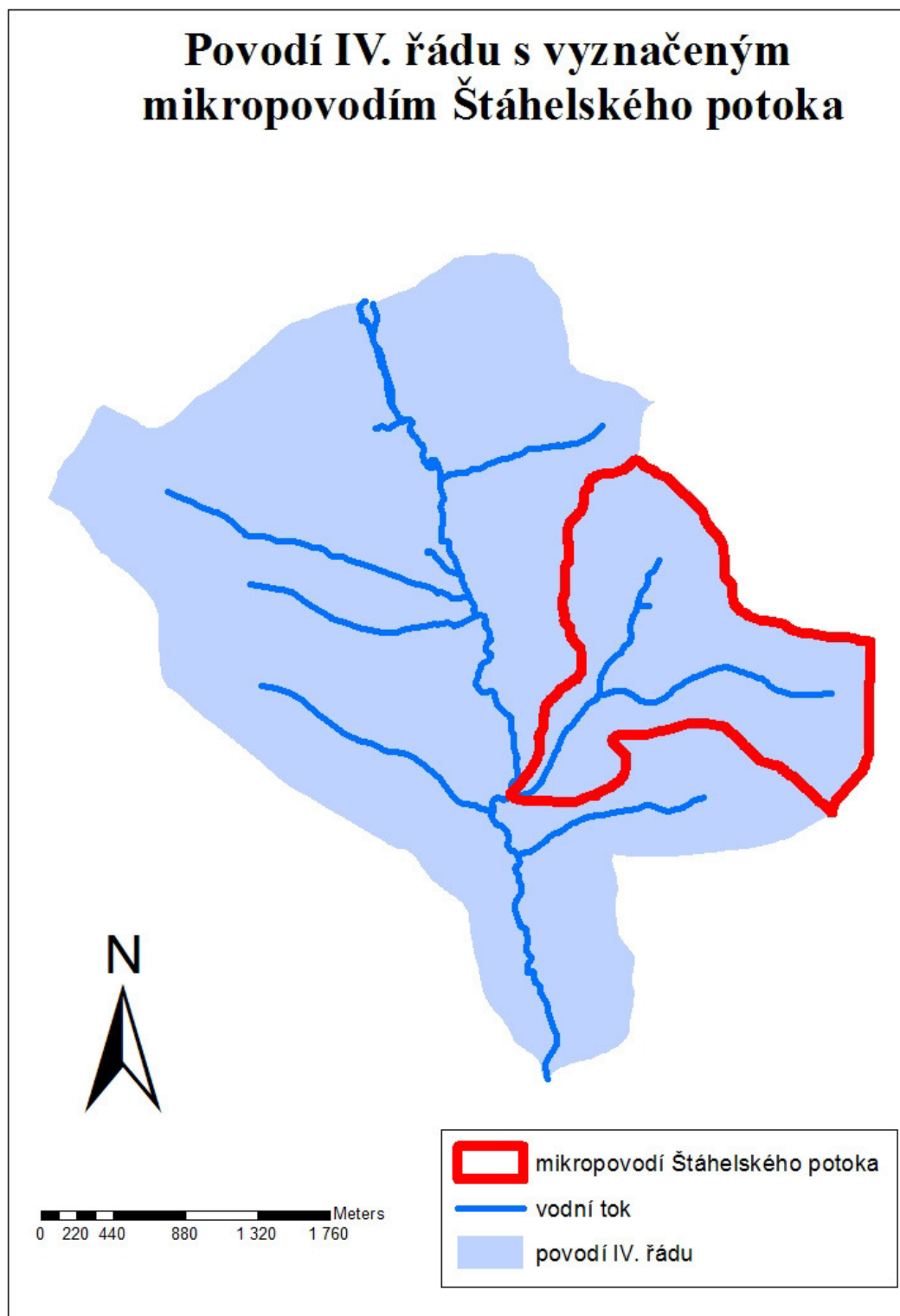
[ZABAGED 2013] Základní báze geografických dat, 2013. Mapové vrstvy poskytnuté Českým úřadem zeměměřickým a katastrálním. Internetový obchod. Dostupné z:

[http://geoportal.cuzk.cz/%28S%28vbnlqd55uqqoi345efddwx55%29%29/Default.aspx?mode=eShop&head\\_tab=sekce-01-gp&menu=13](http://geoportal.cuzk.cz/%28S%28vbnlqd55uqqoi345efddwx55%29%29/Default.aspx?mode=eShop&head_tab=sekce-01-gp&menu=13)

[ZM10 2013] Základní mapa ČR 1:10 000, 2013. Poskytnuto Českým úřadem zeměměřickým a katastrálním. Mapové listy: 10800534, 10800536, 10820534, 10820536. Internetový obchod. Dostupné z:

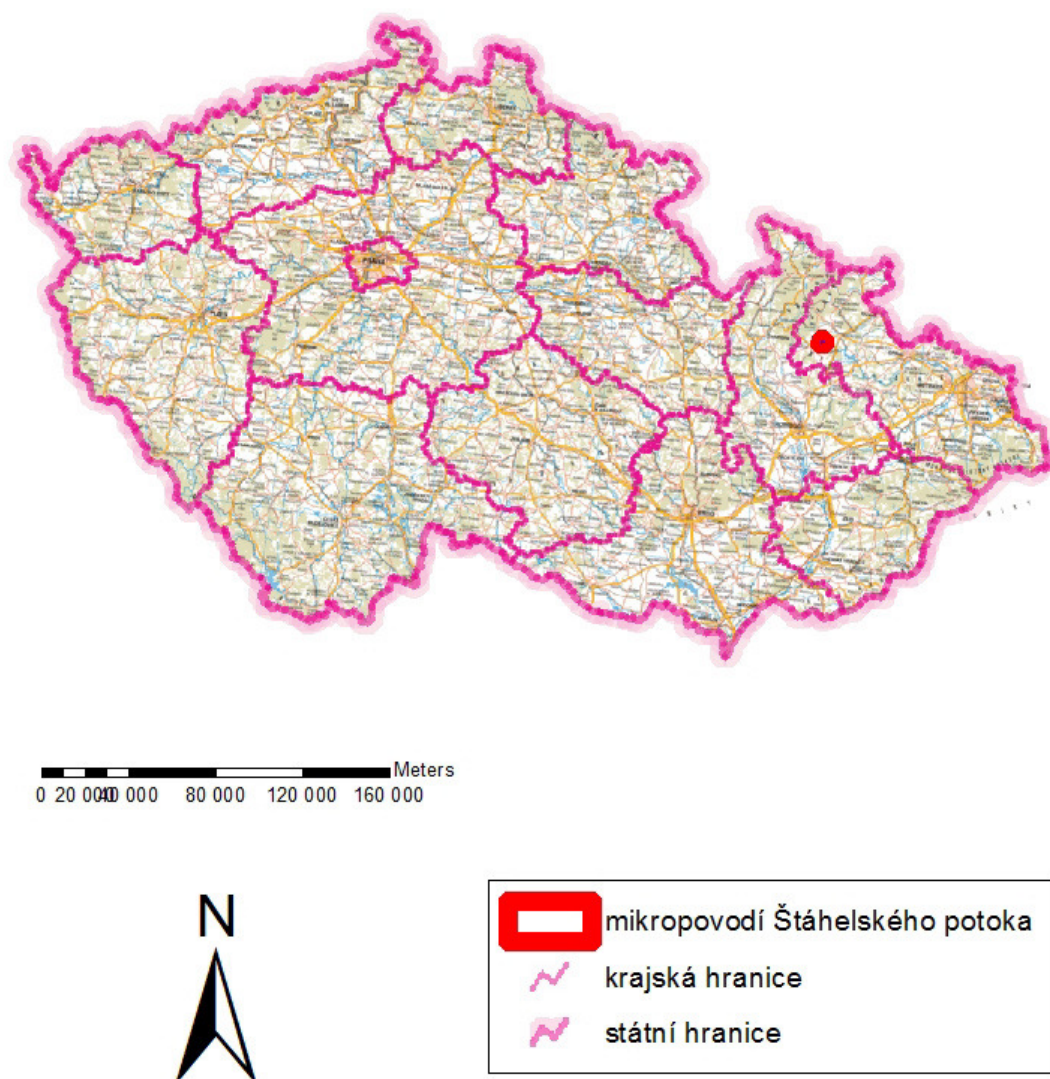
[http://geoportal.cuzk.cz/%28S%28vbnlqd55uqqoi345efddwx55%29%29/Default.aspx?mode=eShop&head\\_tab=sekce-01-gp&menu=13](http://geoportal.cuzk.cz/%28S%28vbnlqd55uqqoi345efddwx55%29%29/Default.aspx?mode=eShop&head_tab=sekce-01-gp&menu=13)

## 8 Přílohy

**Příloha 1**

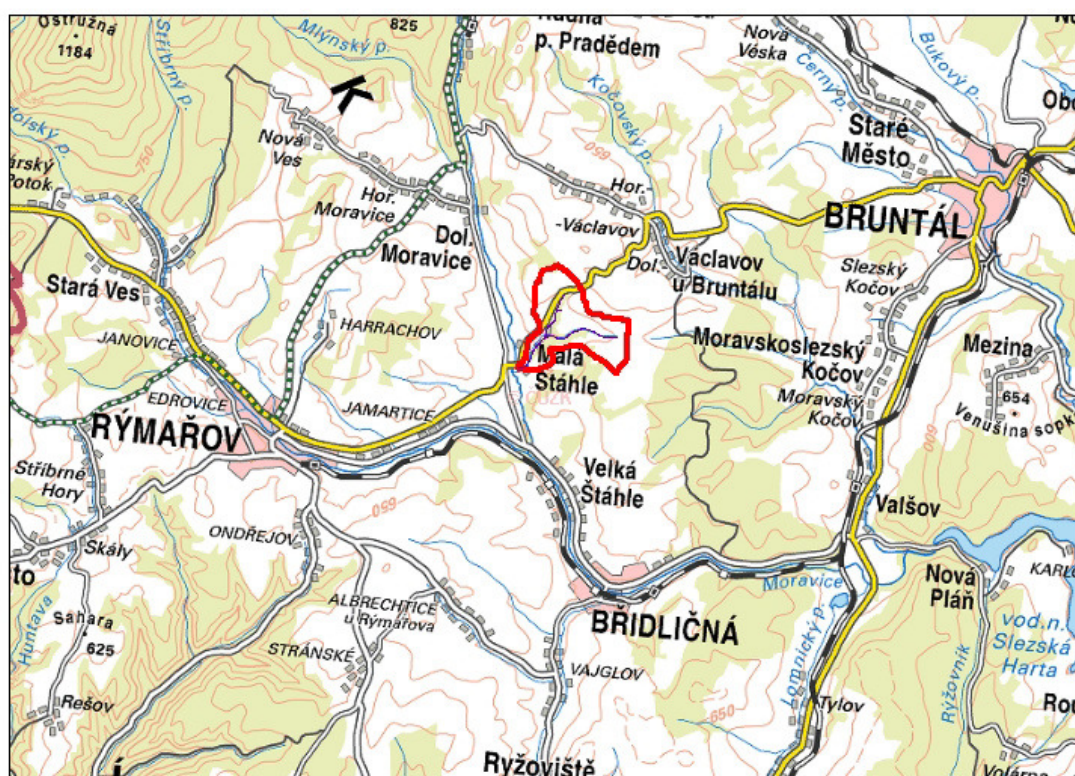
**Obrázek 1** Povodí IV. řádu s vyznačeným mikropovodím Štáhelského potoka  
Zpracováno v ArcMAP 10, data převzata z: [DIBAVOD 2011]

## Poloha mikropovodí Štáhelského potoka v rámci ČR a Moravskoslezského kraje, Základní mapa ČR 1:1 000 000




Obrázek 2 Poloha mikropovodí Štáhelského potoka v rámci ČR a MSK  
Zpracováno v ArcMAP 10, data převzata z: [ArcGIS server CENIA 2013]

## Poloha mikropovodí Štáhelského potoka a obce Malá Štáhle v Základní mapě ČR 1:200 000



0 850 1 700 3 400 5 100 6 800 Meters

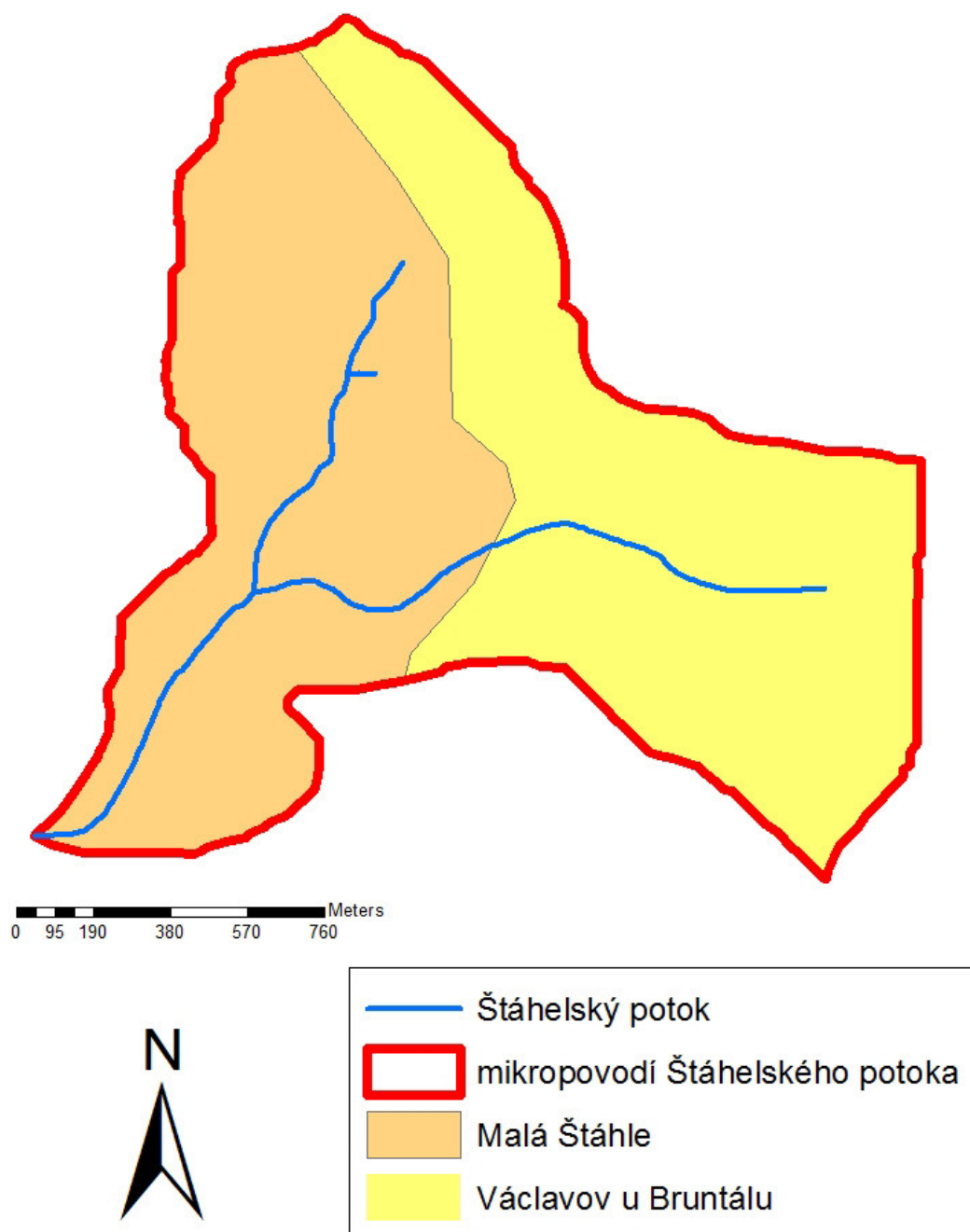


 mikropovodí Štáhelského potoka

Obrázek 3 Poloha mikropovodí Štáhelského potoka v ZM ČR 1:200 000  
Zpracováno v ArcMAP 10, data převzata z: [WMS server ČÚZK 2013]

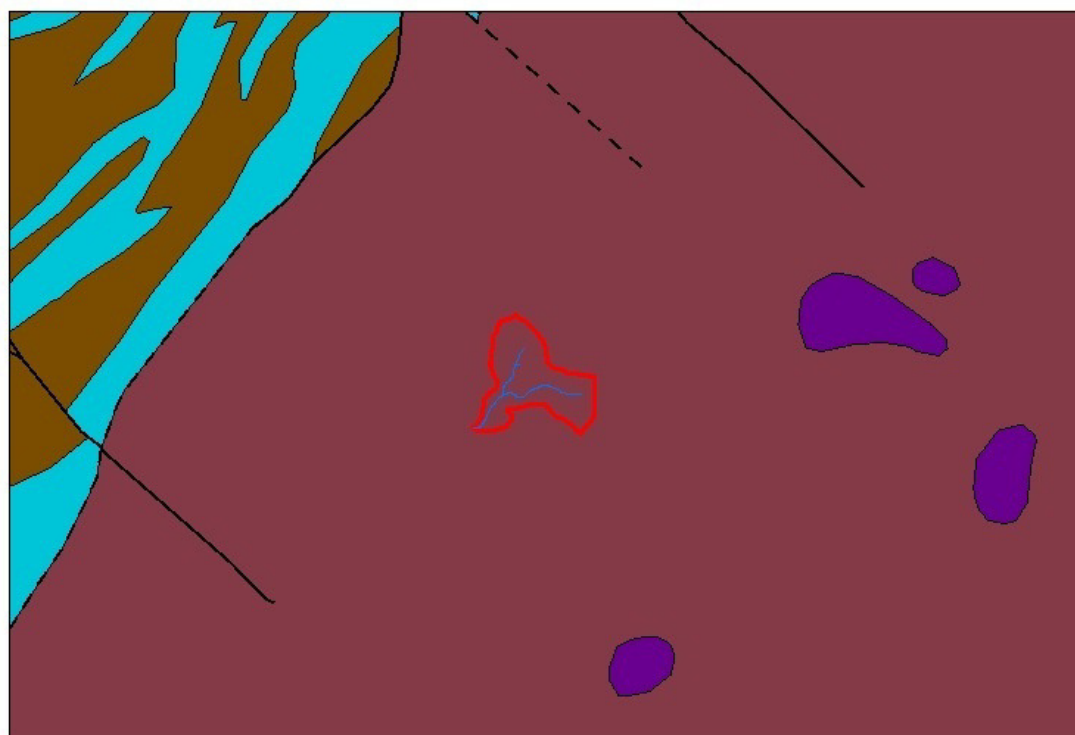


## Správní členění mikropovodí Štáhelského potoka



**Obrázek 4** Katastrální území v mikropovodí Štáhelského potoka  
Zpracováno v ArcMAP 10, data převzata z: [Data200 pro MSK 2013]

## Mikropovodí Štáhelského potoka v geologické mapě



0 750 1 500 3 000 4 500 6 000 Meters

— Štáhelský potok

▭ mikropovodí Štáhelského potoka

### GeoČR - zlomy

#### kategorie

- zlom zjištěný
- zlom předpokládaný

### GeoČR - plochy

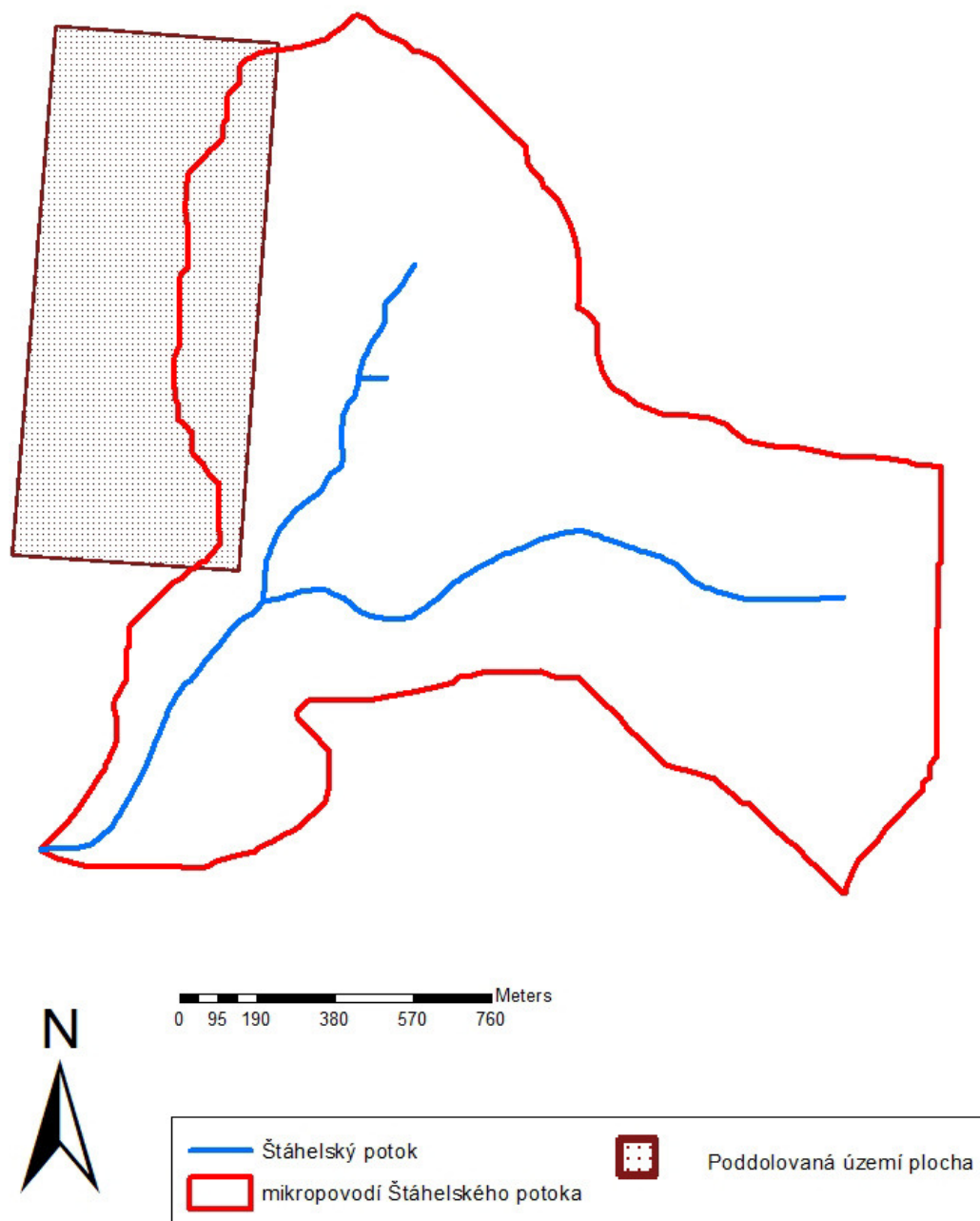
#### kategorie

- paleozoické horniny zvrásněné a metamorfované (fylity, svory)
- paleozoické horniny zvrásněné, nemetamorfované (břidlice, droby, křemence, vápence)
- vulkanické horniny tercierní (čediče, fonolity, tufy)
- vulkanické horniny zčásti metamorfované, proterozoické až paleozoické (amfibolity, diabasy, melafyry, porfyry)



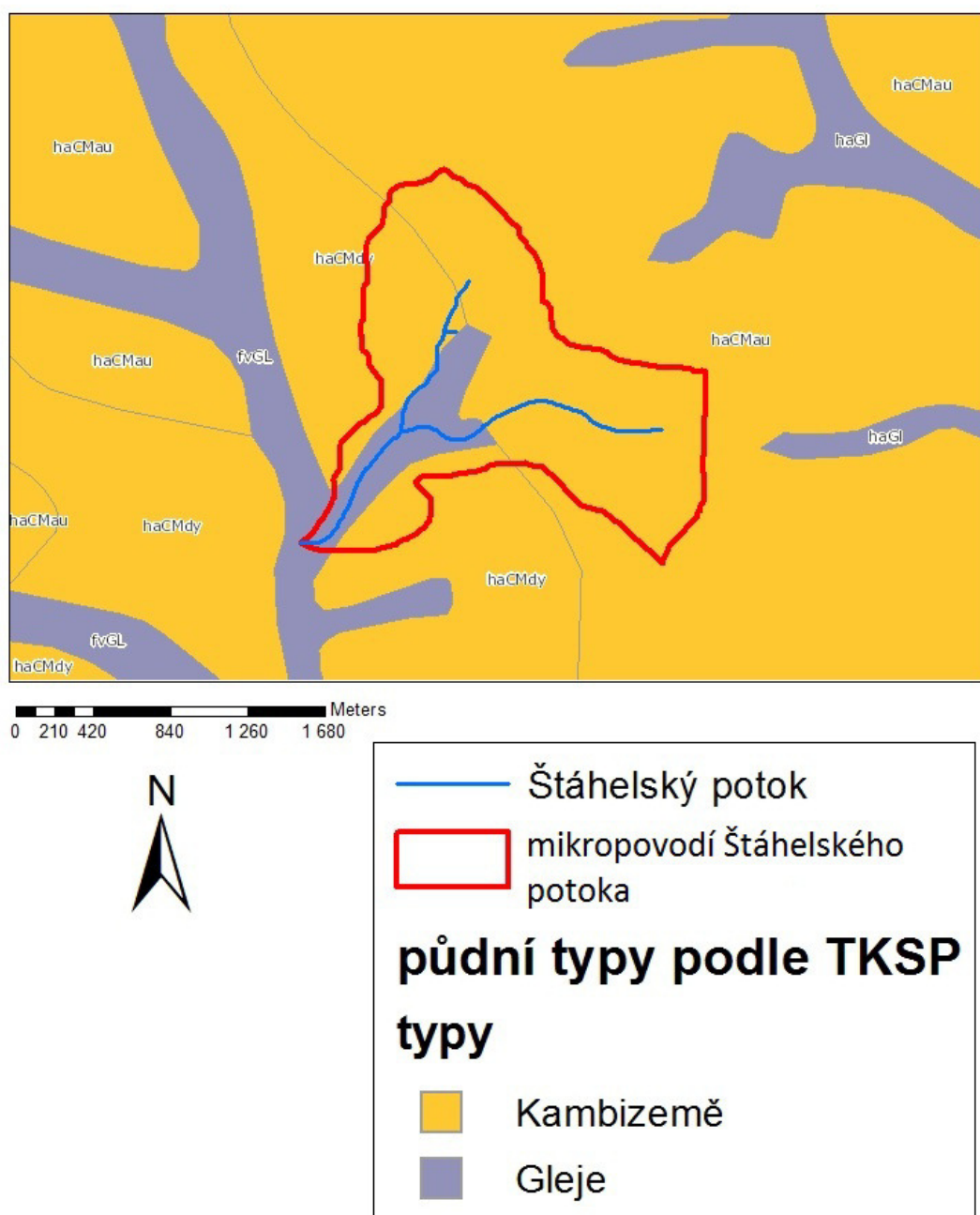
Obrázek 5 Mikropovodí Štáhelského potoka v geologické mapě ČR  
Zpracováno v ArcMAP 10, data převzata z: [ArcGIS server CENIA 2013]

## Mikropovodí Štáhelského potoka a poddolování území



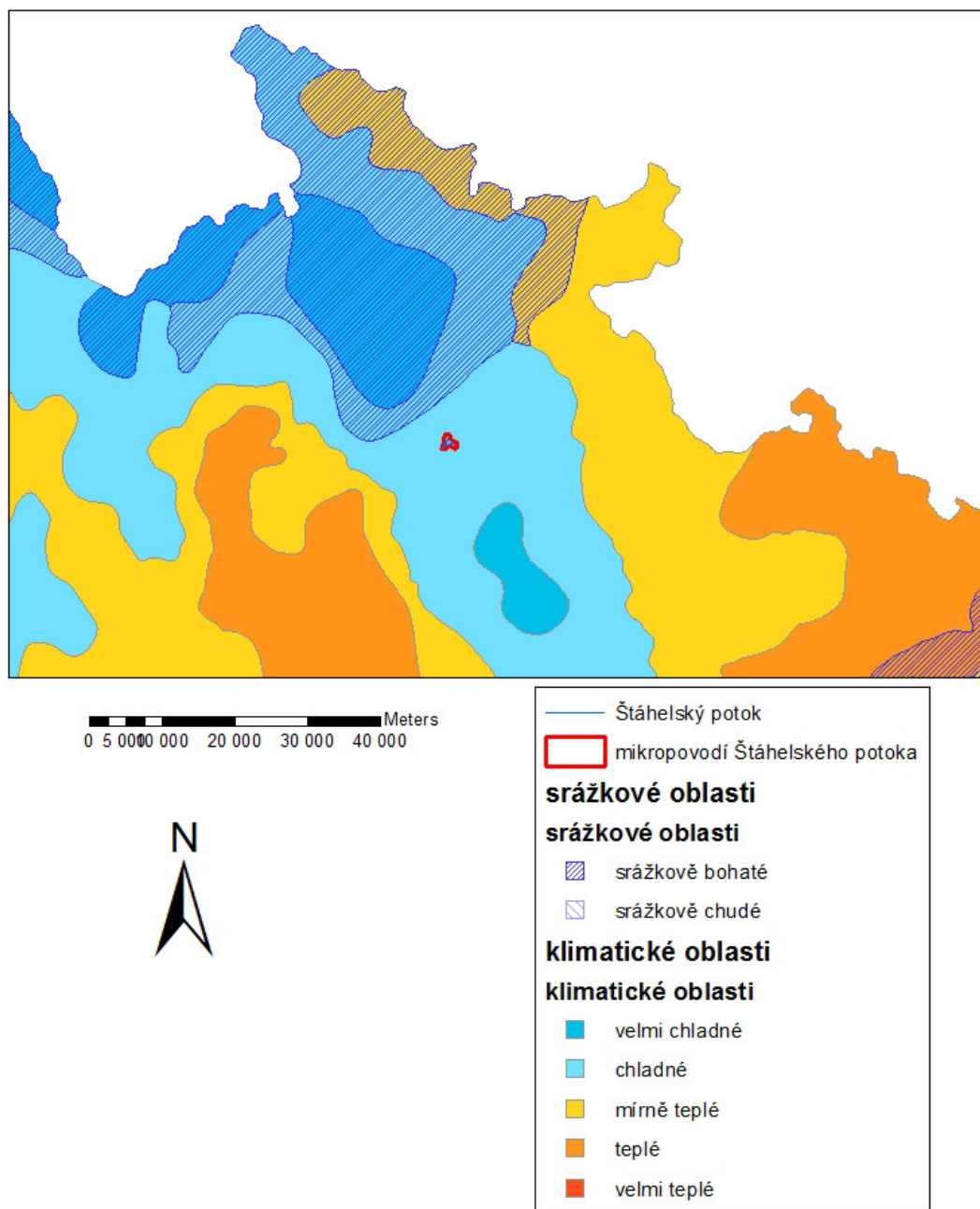
Obrázek 6 Mikropovodí Štáhelského potoka a poddolování území  
Zpracováno v ArcMAP 10, data převzata z: [WMS služby ČGS 2013]

## Štáhelský potok a jeho mikropovodí v mapě CENIA - klasifikace půdních typů podle TKSP 2006



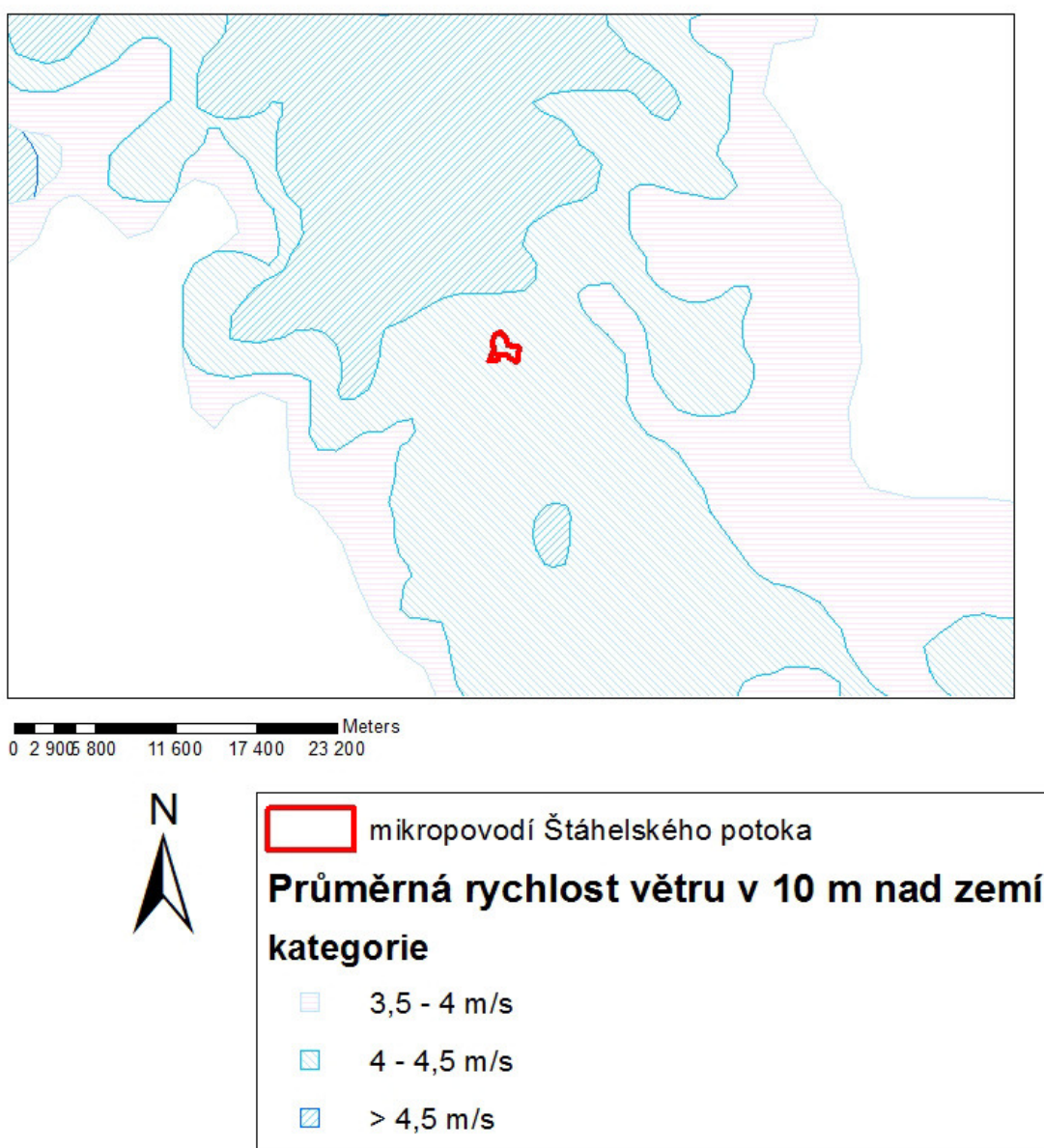
Obrázek 7 Typy půd v mikropovodí Štáhelského potoka  
Zpracováno v ArcMAP 10, data převzata z: [ArcGIS server CENIA 2013]

## Mikropovodí Štáhelského potoka v mapě klimatu a srážek



Obrázek 8 Klima v mikropovodí Štáhelského potoka  
 Zpracováno v ArcMAP 10, data převzata z: [ArcGIS server CENIA 2013]

## Štáhelský potok a jeho mikropovodí v mapě CENIA - průměrná rychlost větru v 10 m nad zemí



Obrázek 9 Mikropovodí Štáhelského potoka v mapě průměrných rychlostí větru  
Zpracováno v ArcMAP 10, data převzata z: [ArcGIS server CENIA 2013]

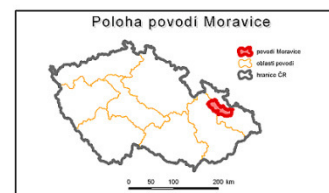


**Obrázek 10 Řeka Moravice v Malé Štáhli, 18. 6. 2012 (foto P. Veličková)**

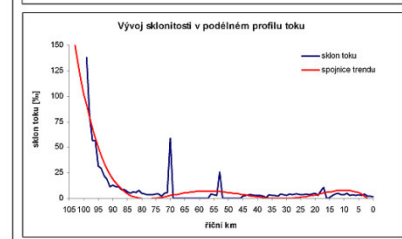
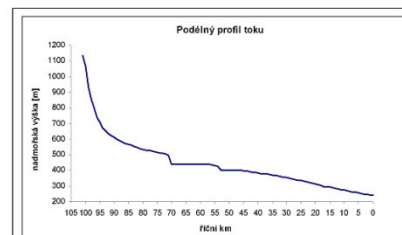
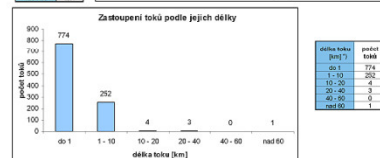
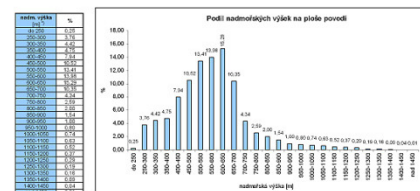
## Základní charakteristiky toku MORAVICE a jeho povodí

Identifikátor toku: TOK\_ID = 202450000100  
 Členění toku podle Gravelia: III. řád  
 Správce povodí: Povodí Odry, státní podnik  
 Číslo povodí: HLGP\_ID = 2-02-02-001/0 až 2-02-02-099/0

Délka toku: 100,53 km  
 Plocha povodí: 899,88 km<sup>2</sup>

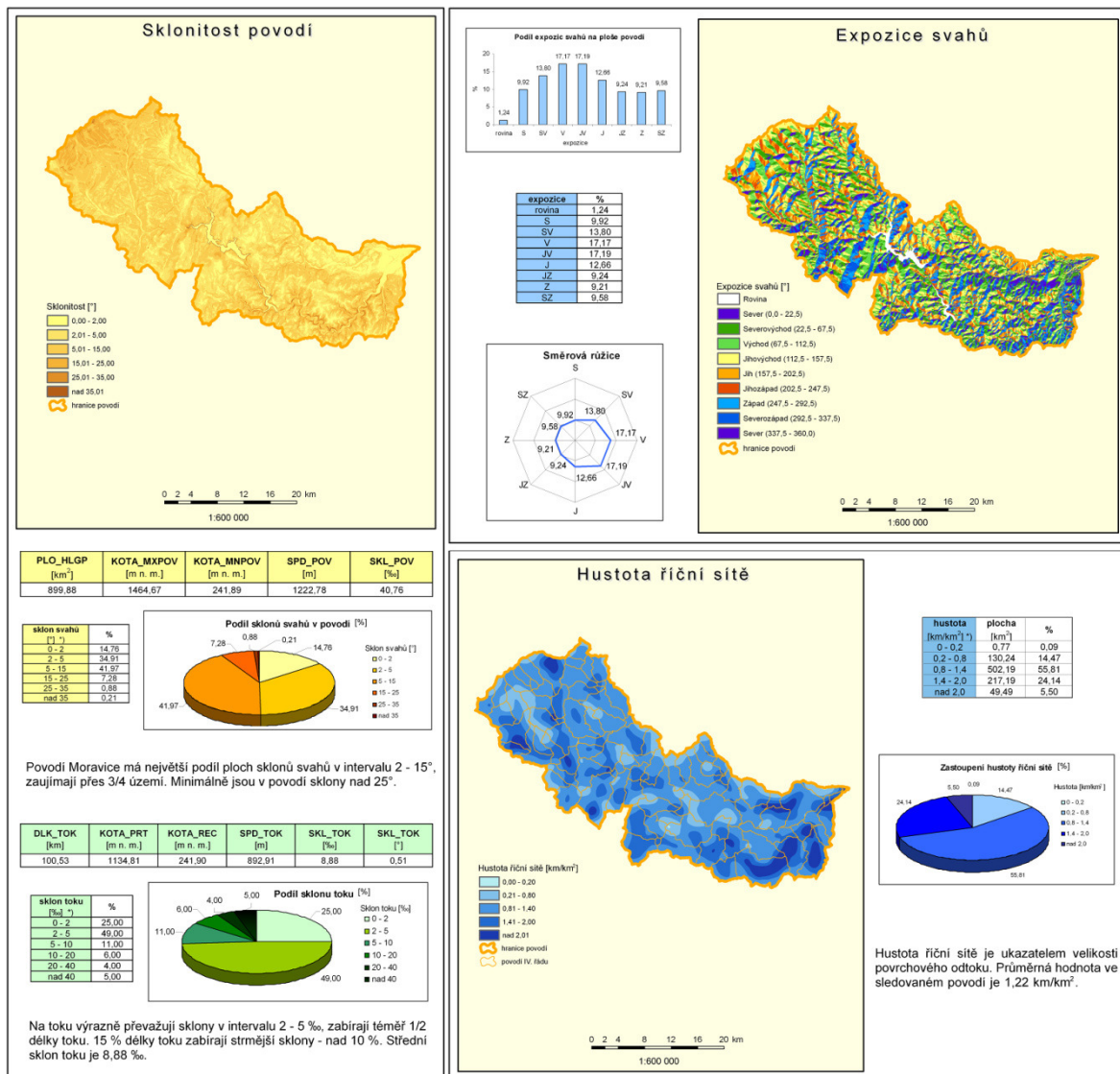


Moravice je pravostranný přítok řeky Opavy, do které se vlévá pod Opavou u Velkých Hořtic na jejím 33,86 ř. km v nadmořské výšce 241,90 m. Pramení v Hrubém Jeseníku asi 3 km jižně od Pradědu (1491 m n.m.) v nadmořské výšce 1134,81 m. Největším přítokem je Hvozdnice (36,45 km). V povodí se nachází 336 vodních ploch s celkovou rozlohou 1186,23 ha. Největší z nich jsou vodní nádrže Slezská Harta (840,10 ha) a Kružberk (232,78 ha).



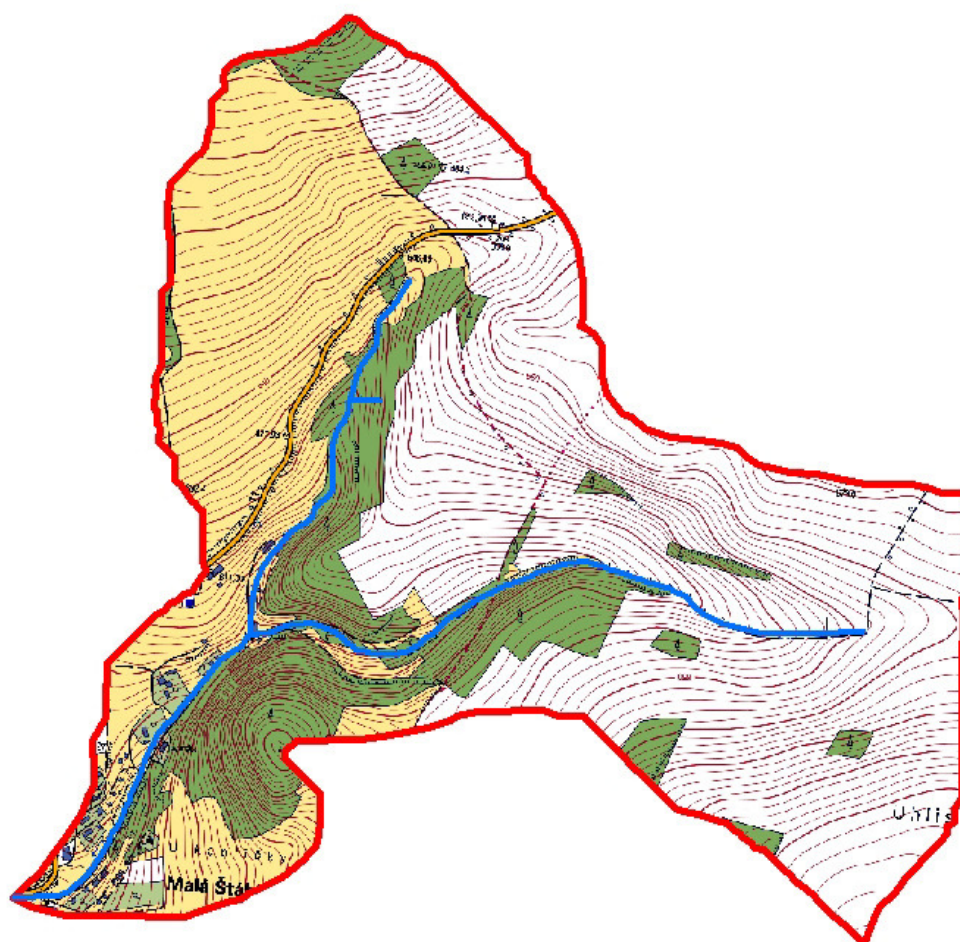
Obrázek 11 Základní informace o Moravici a jejím povodí, 1. část  
 Dostupné z: <http://www.dibavod.cz/index.php?id=24>



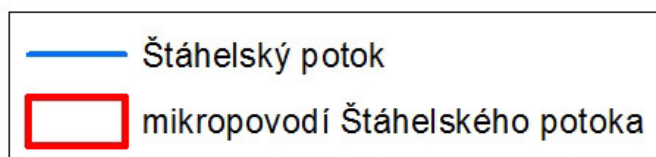


**Obrázek 12 Základní informace o Moravici a jejím povodí, 2. část**  
 Dostupné z: <http://www.dibavod.cz/index.php?id=24>

## Štáhelský potok a jeho mikropovodí v základní mapě 1:10 000

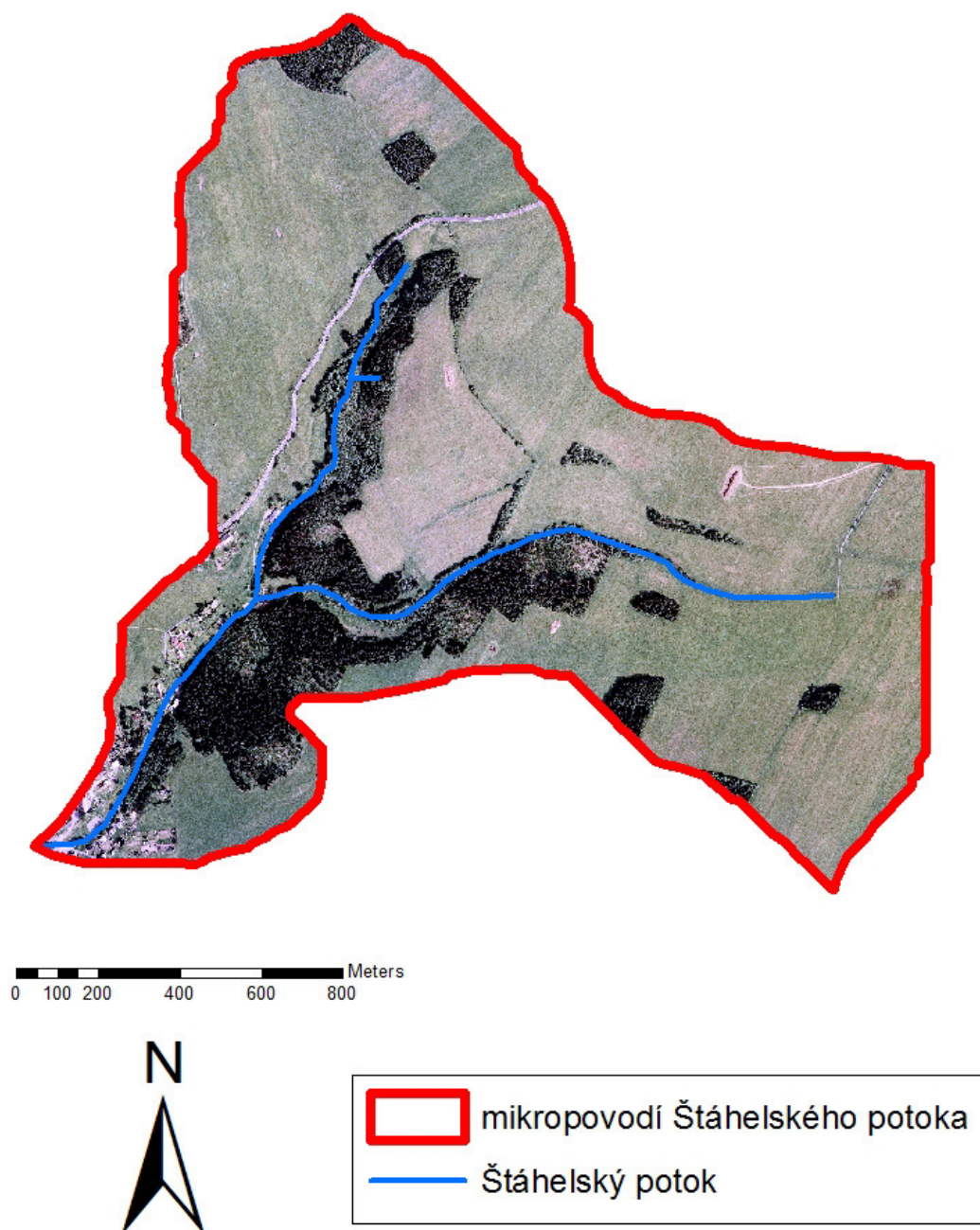


0 162.5325 650 975 1 300 Meters



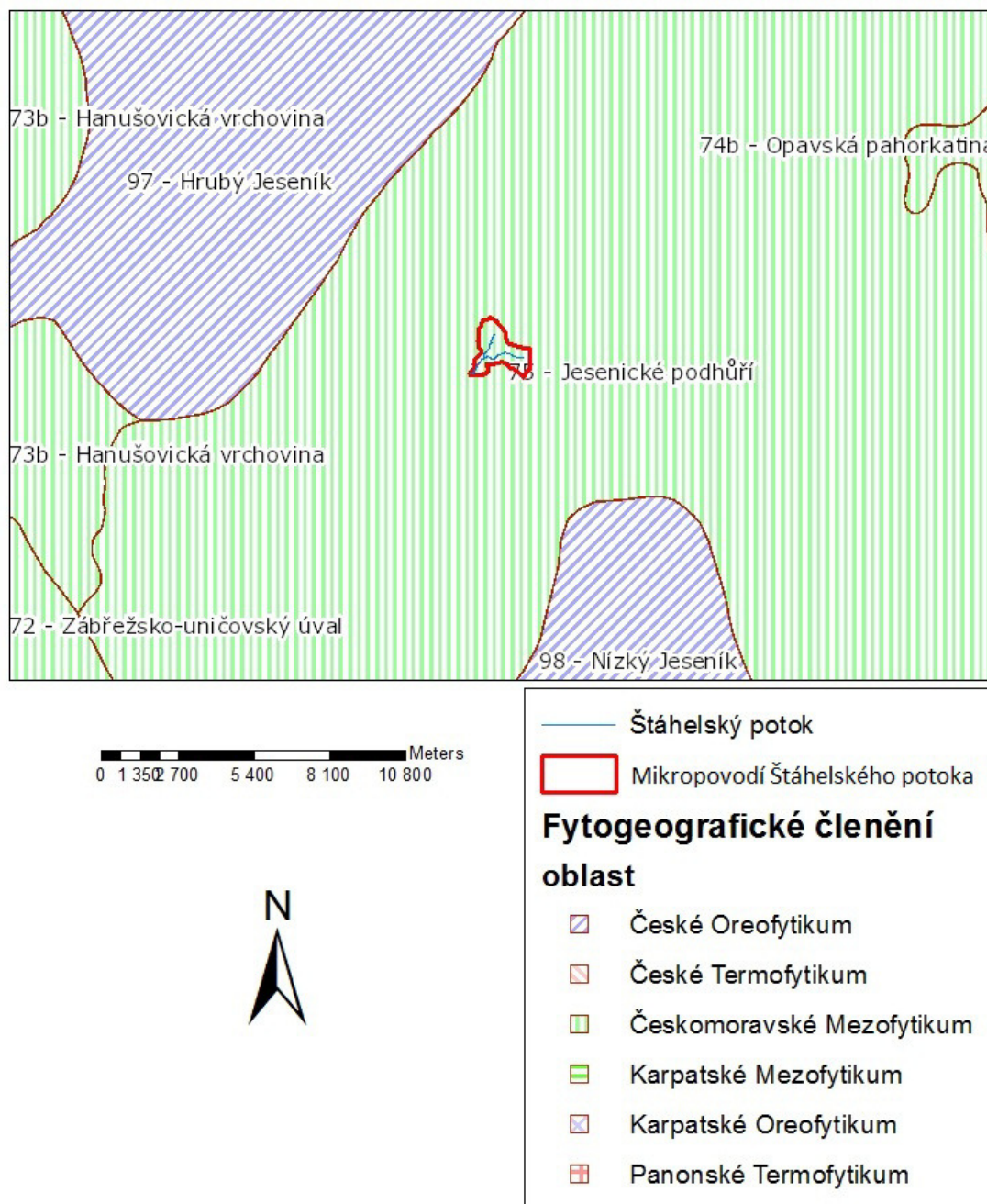
Obrázek 13 Mikropovodí Štáhelského potoka v základní mapě 1:10 000  
Zpracováno v ArcMAP 10, data převzata z: [ZM10 2013]

## Ortofoto mikropovodí Štáhelského potoka



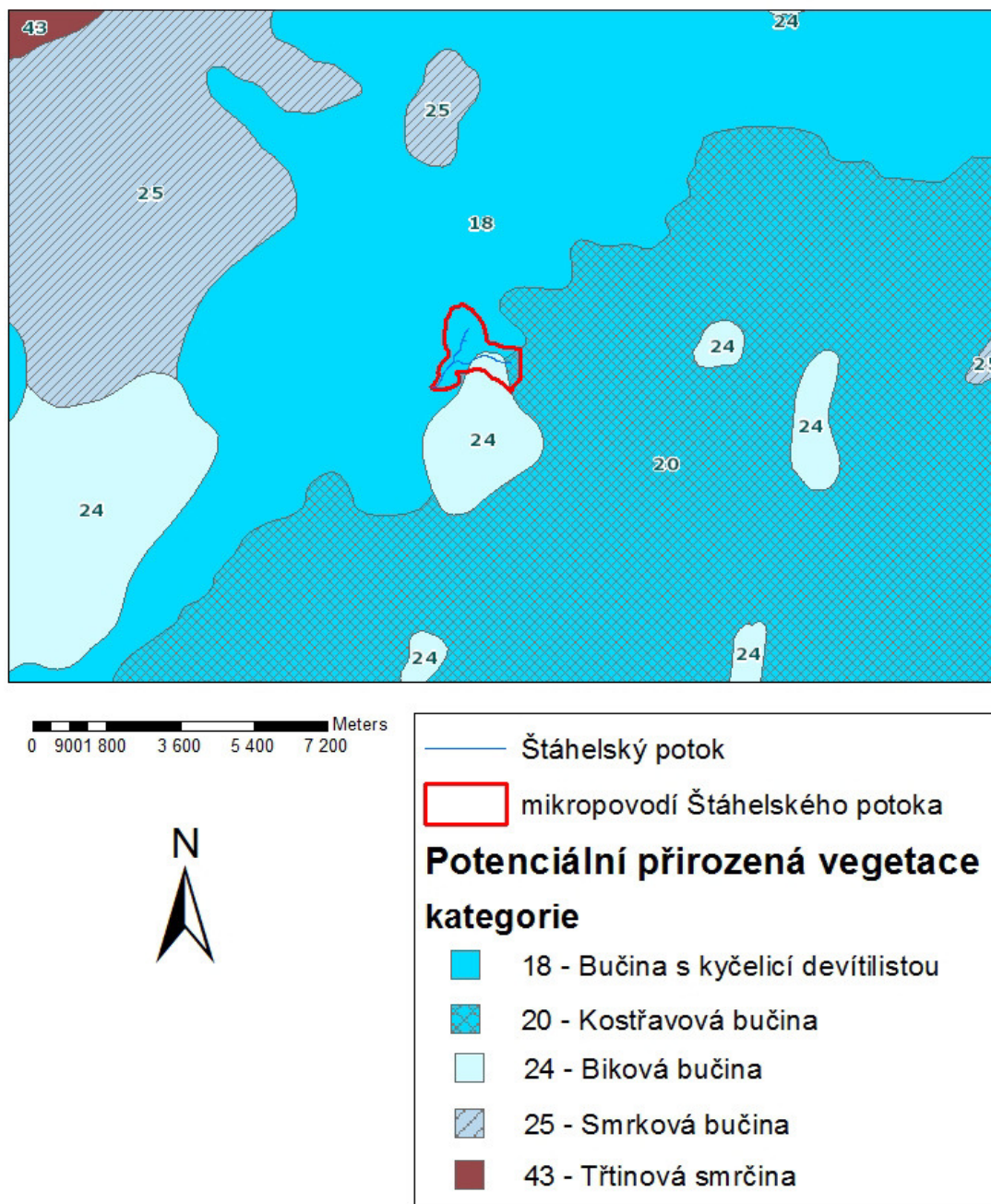
Obrázek 14 Ortofoto mikropovodí Štáhelského potoka  
Zpracováno v ArcMAP 10, data převzata z: [ORTOFOTO 2013]

## Mikropovodí Štáhelského potoka v rámci fyto geografického členění



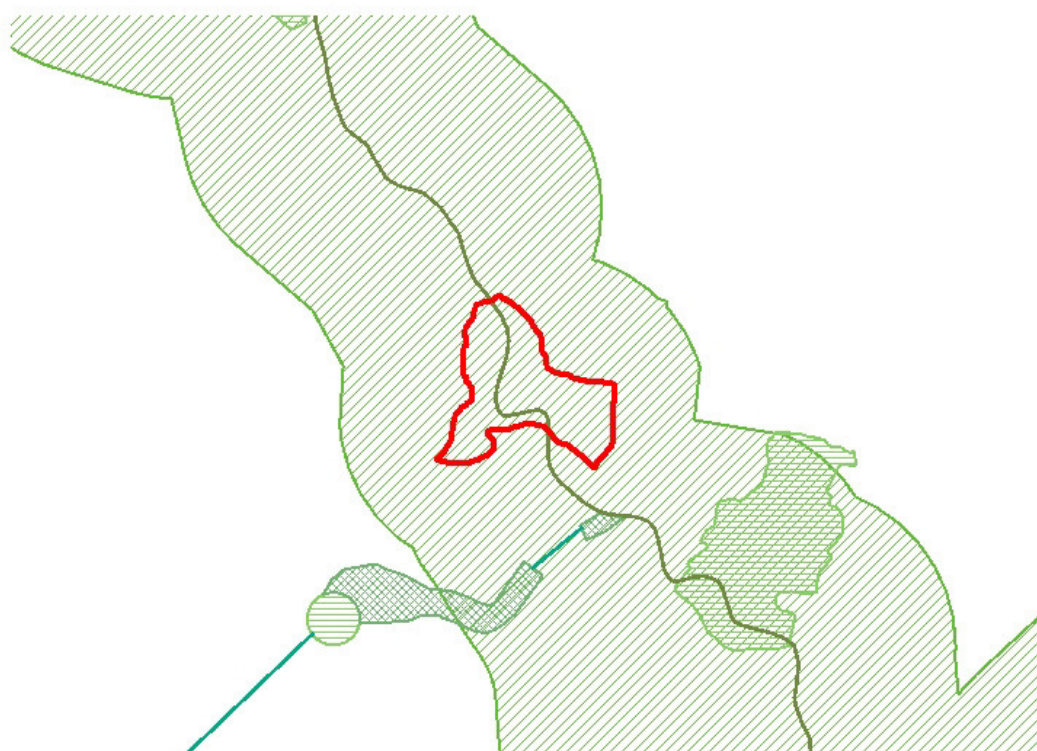
Obrázek 15 Mikropovodí Štáhelského potoka v rámci fyto geografického členění  
Zpracováno v ArcMAP 10, data převzata z: [ArcGIS server CENIA 2013]

## Mikropovodí Štáhelského potoka v mapě potenciální přirozené vegetace



Obrázek 16 Mikropovodí Štáhelského potoka v mapě potenciální přirozené vegetace  
 Zpracováno v ArcMAP 10, data převzata z: [ArcGIS server CENIA 2013]

## Mikropovodí Štáhelského potoka a Územní systém ekologické stability

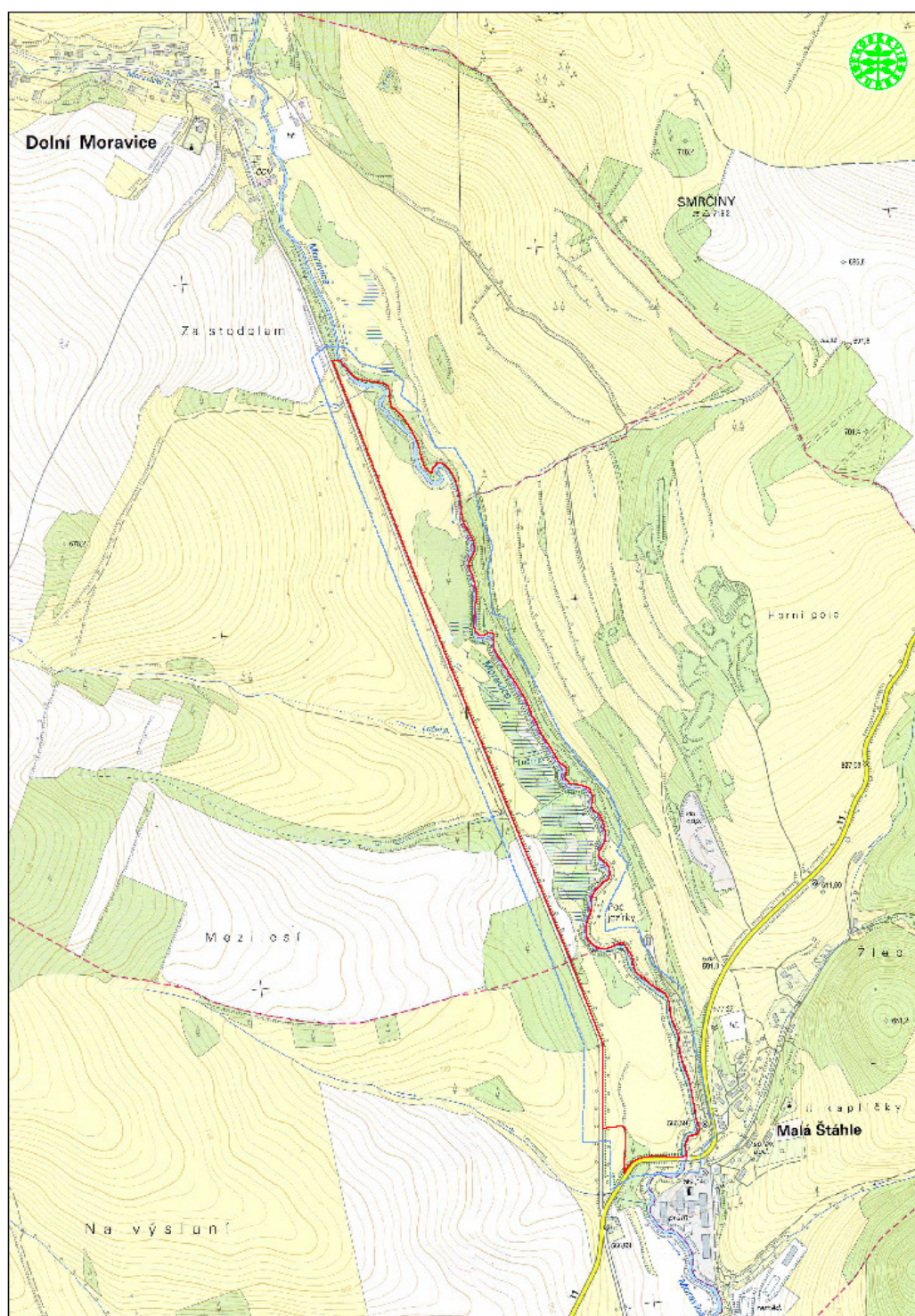


0 500 1 000 2 000 3 000 4 000 Meters



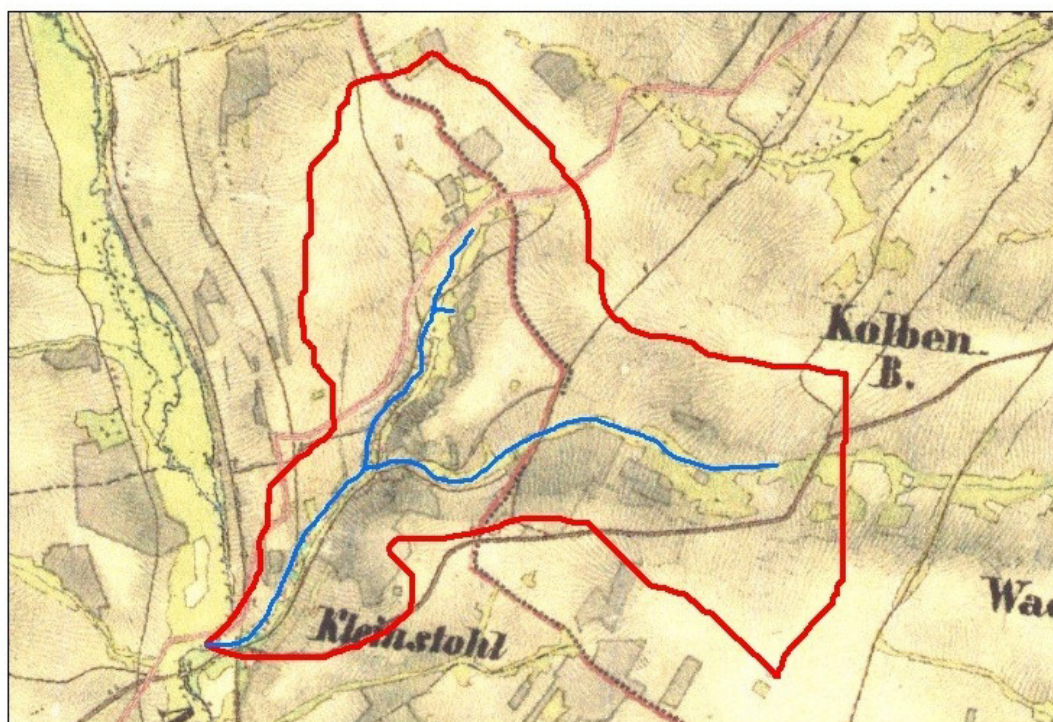
**Obrázek 17 Mikropovodí Štáhelského potoka a ÚSES**

Zpracováno v ArcMAP 10, data převzata z: [ArcGIS server CENIA 2013]

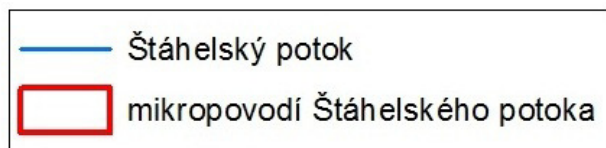


Přírodní rezervace Niva Moravice: základní mapa měř. 1 : 10 000 s vyznačením ZCHÚ a ochranného pásma.

Obrázek 18 PR Niva Moravice v základní mapě 1:10 000  
Zdroj: (Bureš 2006)

**Příloha 2****Štáhelský potok a jeho mikropovodí  
v mapě II. vojenského mapování**

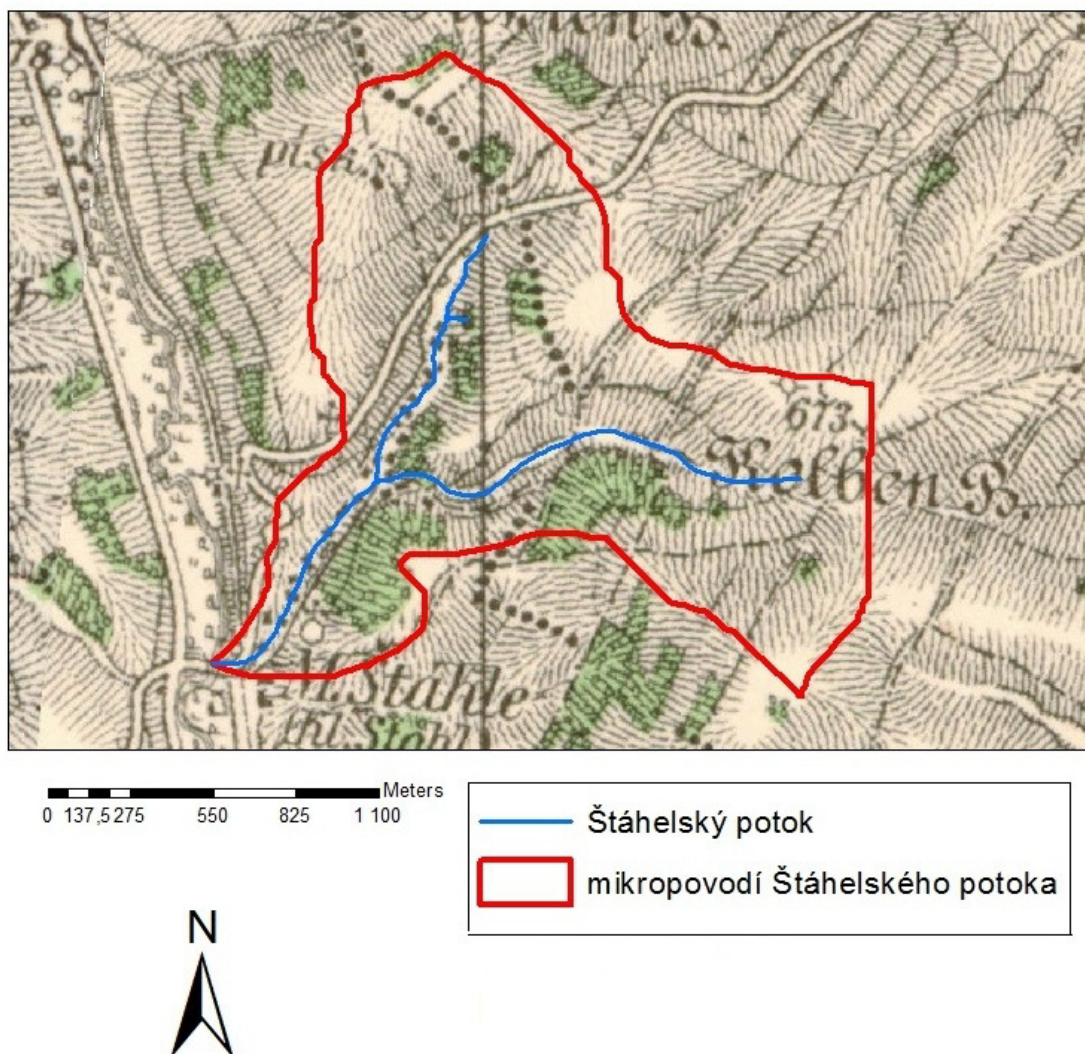
0 137,5275 550 825 1 100 Meters



**Obrázek 19** Mikropovodí Štáhelského potoka v mapě II. vojenského mapování  
Zpracováno v ArcMAP 10, data převzata z: [ArcGIS server CENIA 2013]

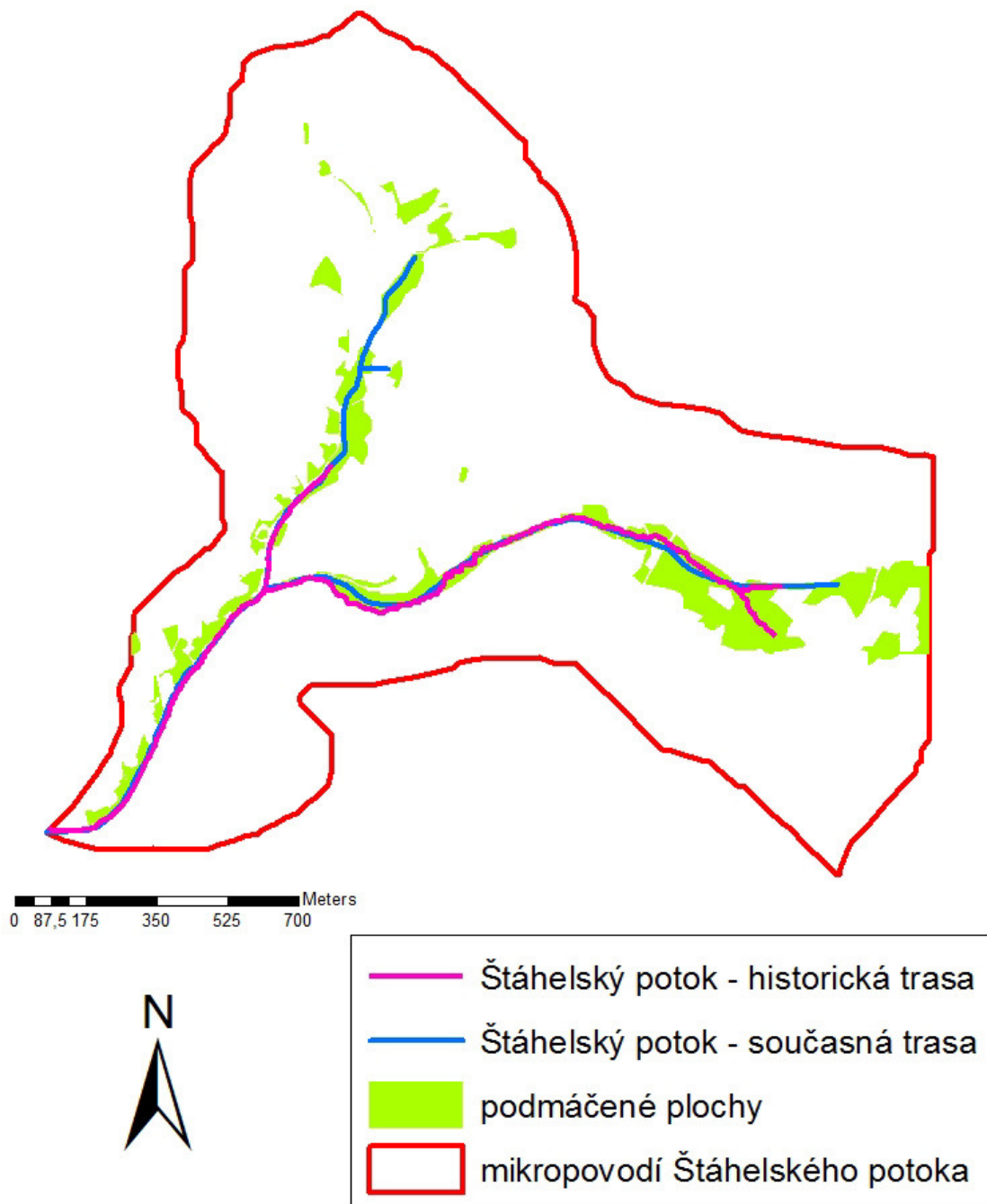


## Štáhelský potok a jeho mikropovodí v mapě III. vojenského mapování



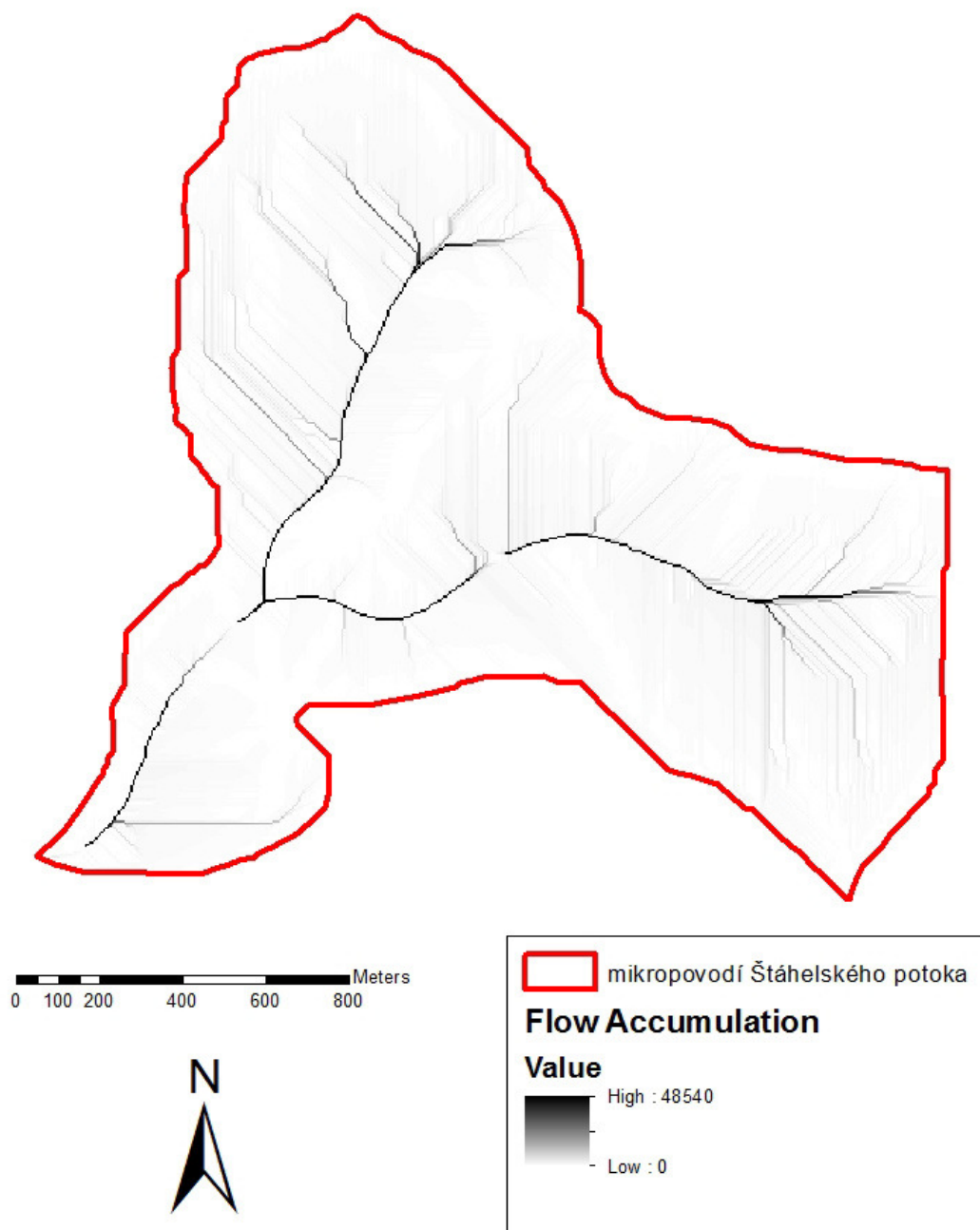
Obrázek 20 Mikropovodí Štáhelského potoka v mapě III. vojenského mapování  
Zpracováno v ArcMAP 10, data převzata z: [ArcGIS server CENIA 2013]

## Srovnání historické a současné trasy Štáhelského potoka a rozšíření podmáčených ploch v jeho mikropovodí v minulosti (dle mapy pozemkového katastru)



Obrázek 21 Historická trasa Štáhelského potoka  
Zpracováno v ArcMAP, data převzata z: [WMS KN 2013]

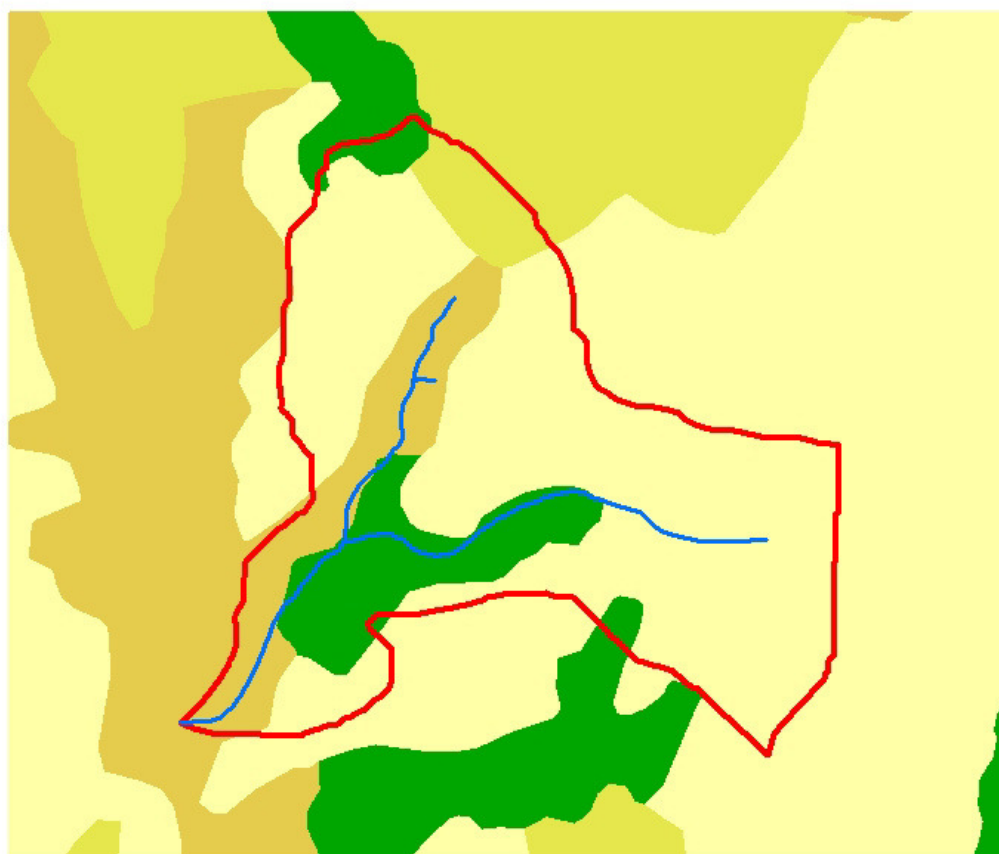
## Dráhy soustředěného odtoku vody v mikropovodí Štáhelského potoka



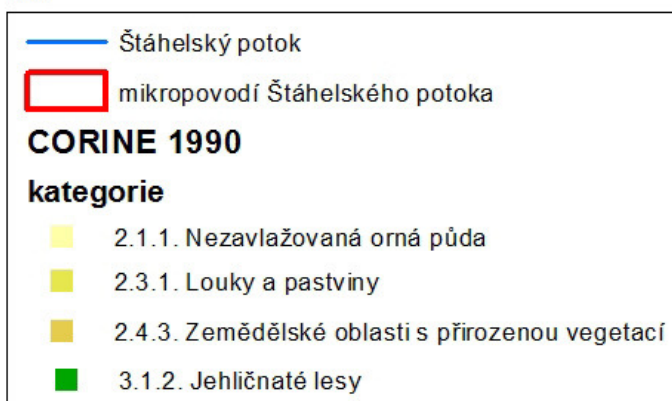
Obrázek 22 Dráhy soustředěného odtoku vody v mikropovodí Štáhelského potoka  
Zpracováno v ArcMAP, data převzata z: [ZABAGED 2013]

*Příloha 3*

## Mikropovodí Štáhelského potoka a využití půdy - CORINE 1990

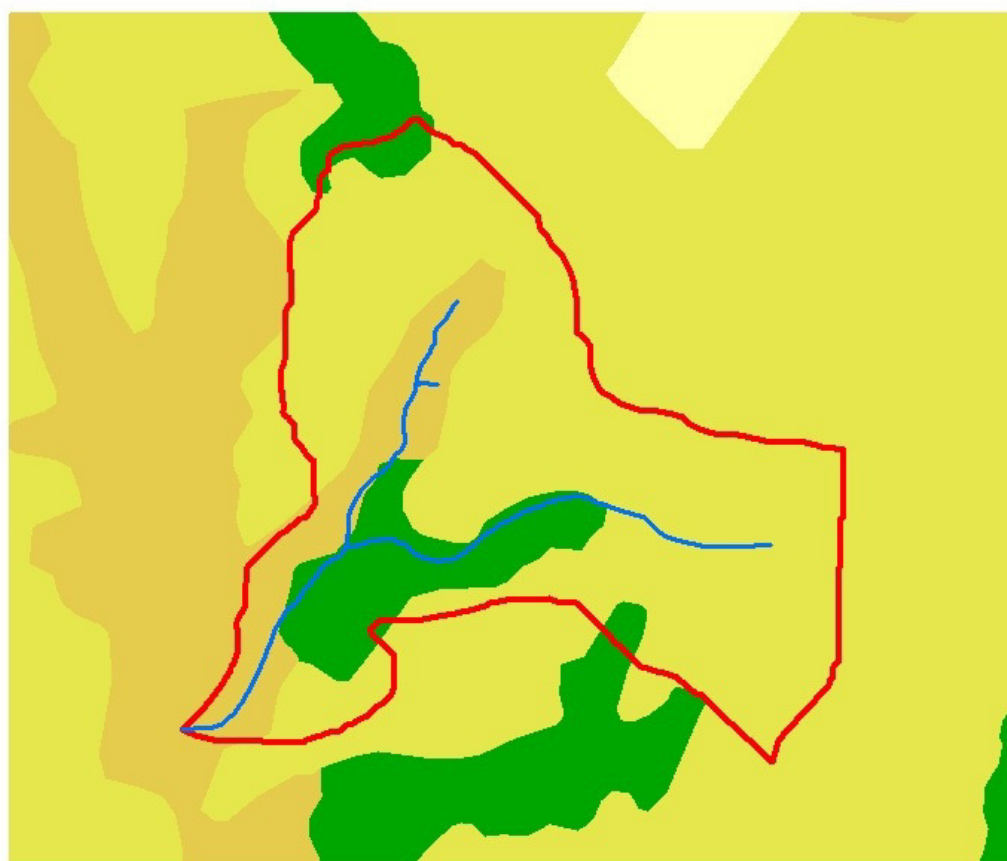


0 150 300 600 900 1 200 Meters



**Obrázek 23** Využití půdy v mikropovodí Štáhelského potoka v roce 1990  
Zpracováno v ArcMAP 10, data převzata z: [ArcGIS server CENIA 2013]

## Mikropovodí Štáhelského potoka a využití půdy - CORINE 2000

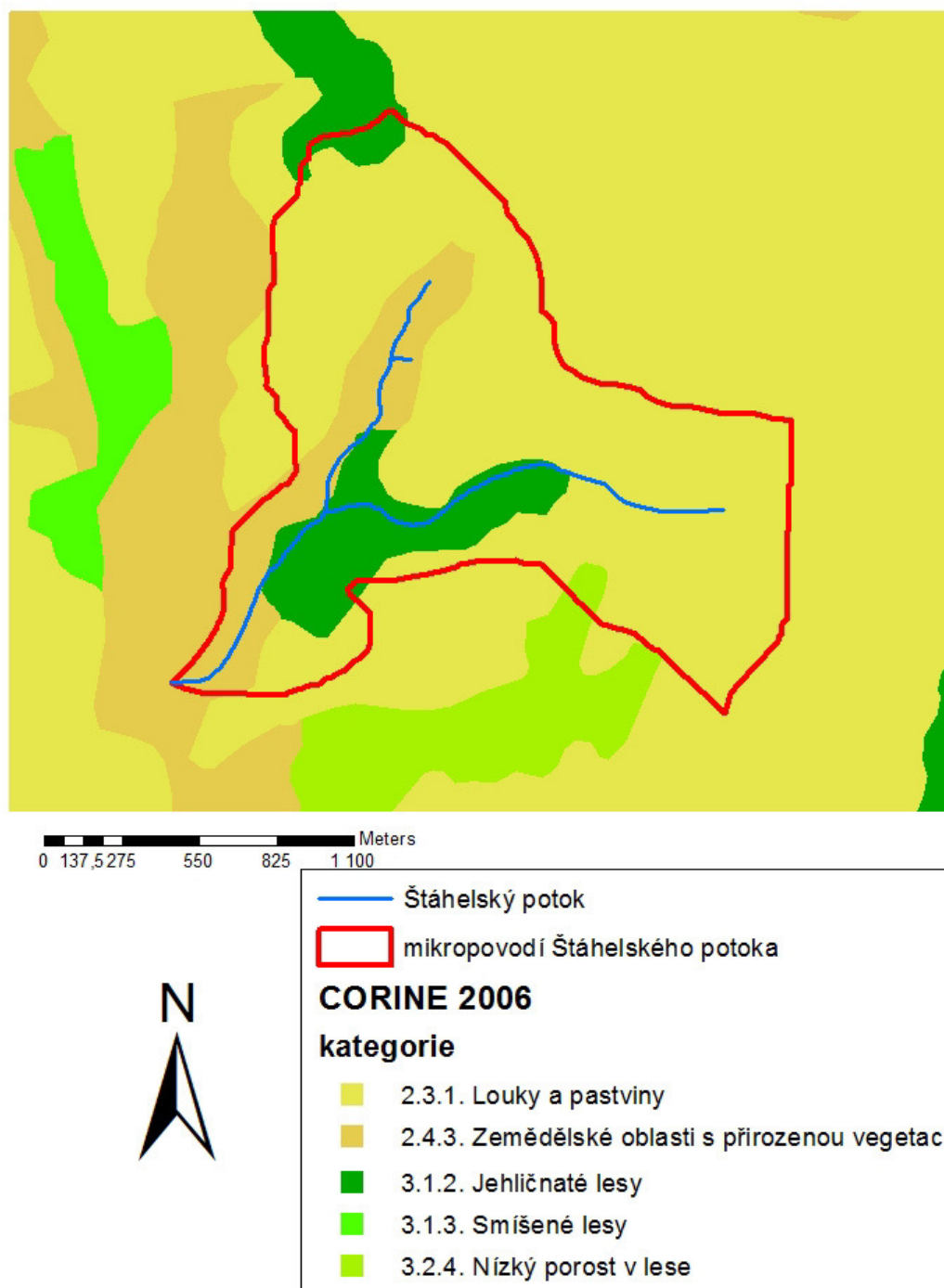


0 135 270 540 810 1 080 Meters



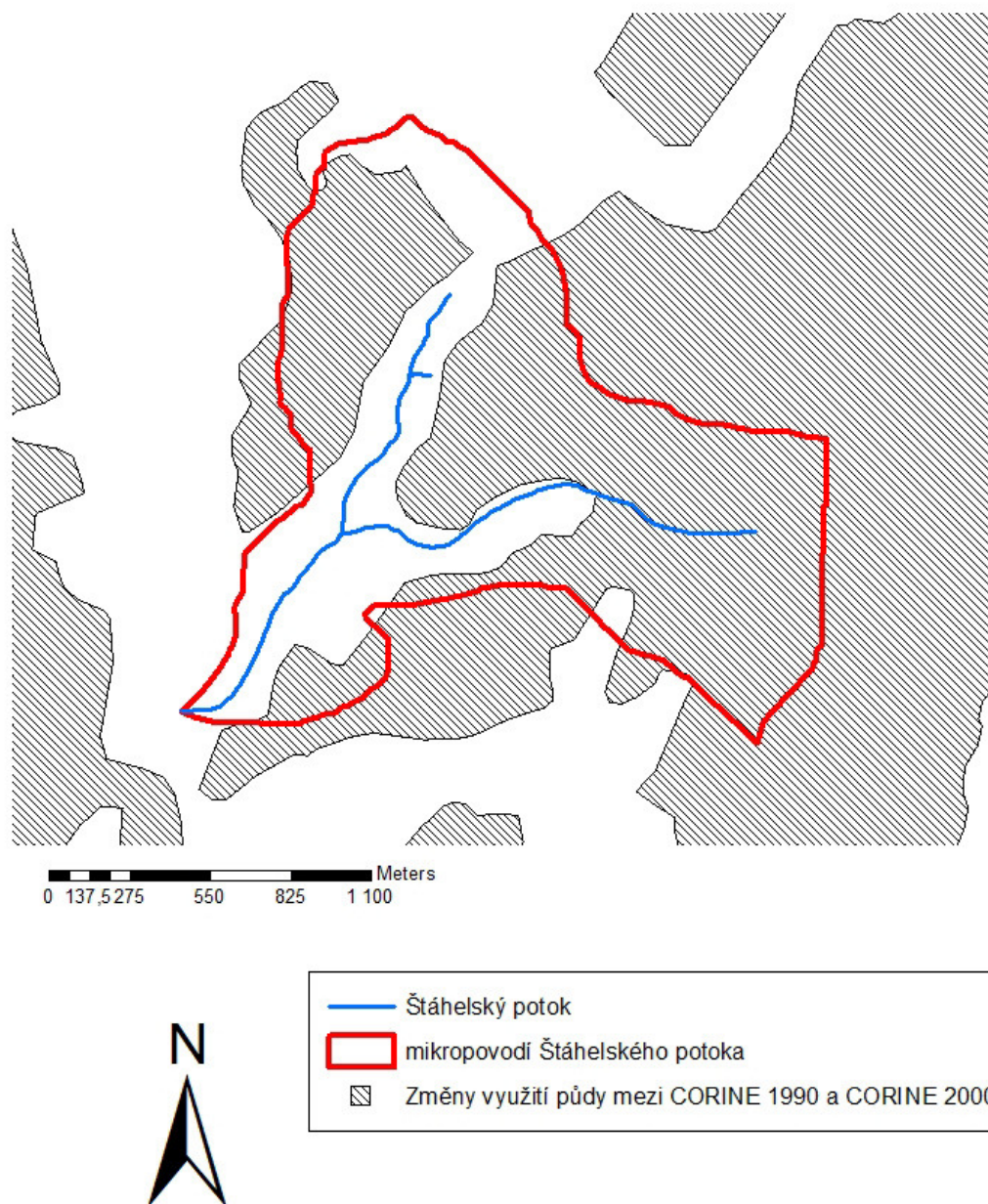
Obrázek 24 Využití půdy v mikropovodí Štáhelského potoka v roce 2000  
Zpracováno v ArcMAP 10, data převzata z: [ArcGIS server CENIA 2013]

## Mikropovodí Štáhelského potoka a využití půdy - CORINE 2006



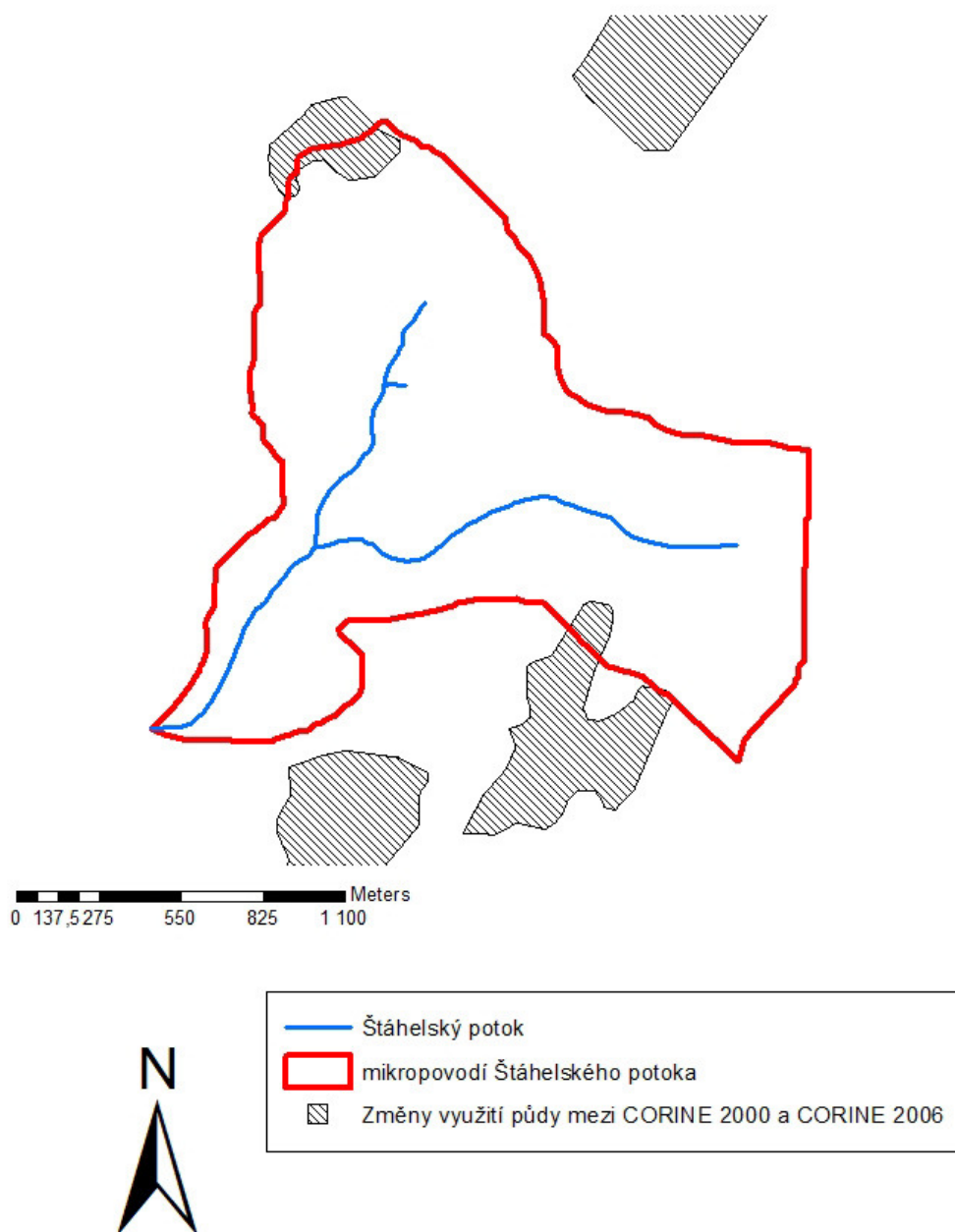
Obrázek 25 Využití půdy v mikropovodí Štáhelského potoka v roce 2006  
 Zpracováno v ArcMAP 10, data převzata z: [ArcGIS server CENIA 2013]

## Mikropovodí Štáhelského potoka a změny ve využití půdy mezi CORINE 1990 a CORINE 2000



Obrázek 26 Změny ve využití půdy v mikropovodí Štáhelského potoka I.  
Zpracováno v ArcMAP 10, data převzata z: [ArcGIS server CENIA 2013]

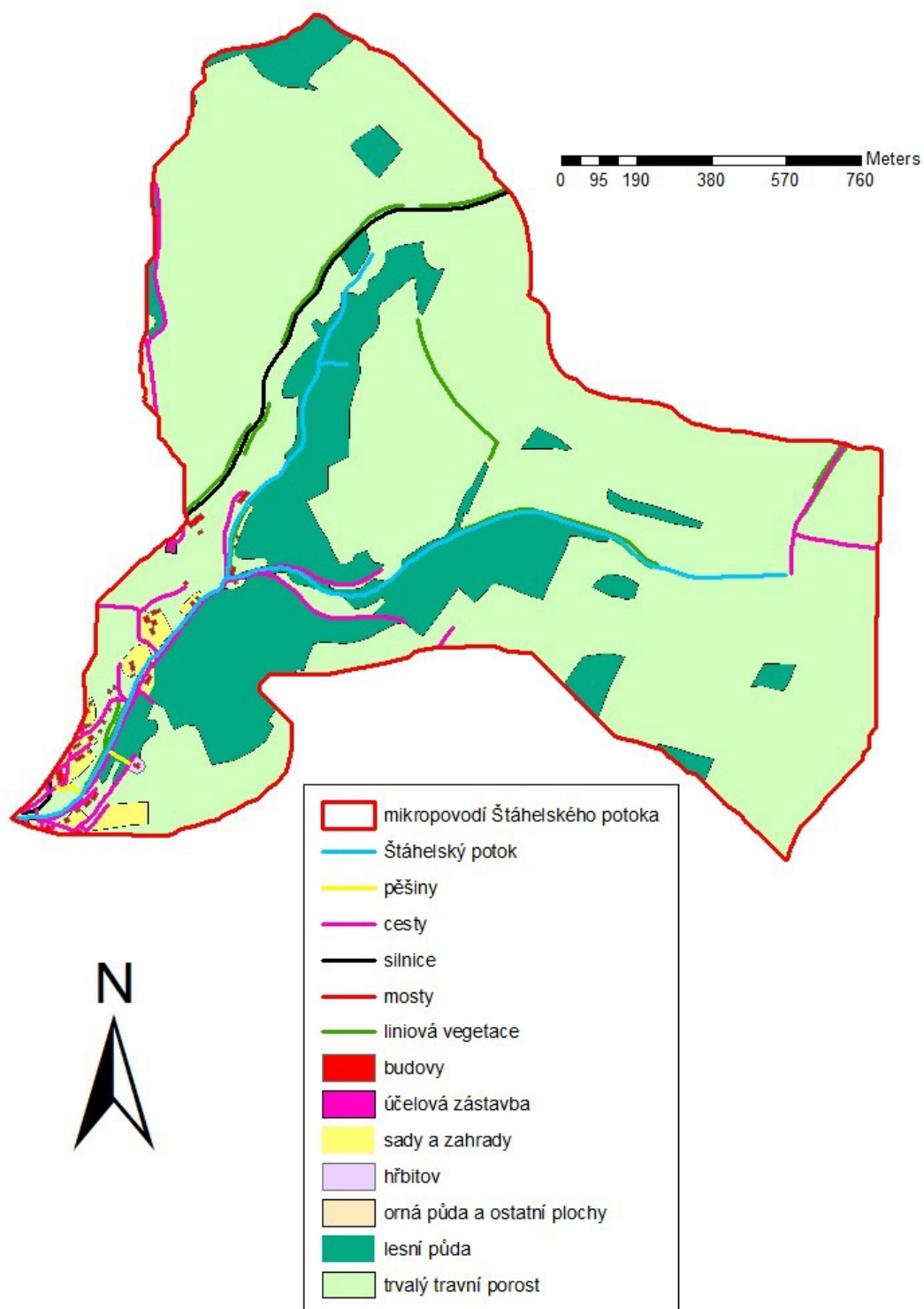
## Mikropovodí Štáhelského potoka a změny ve využití půdy mezi CORINE 2000 a CORINE 2006



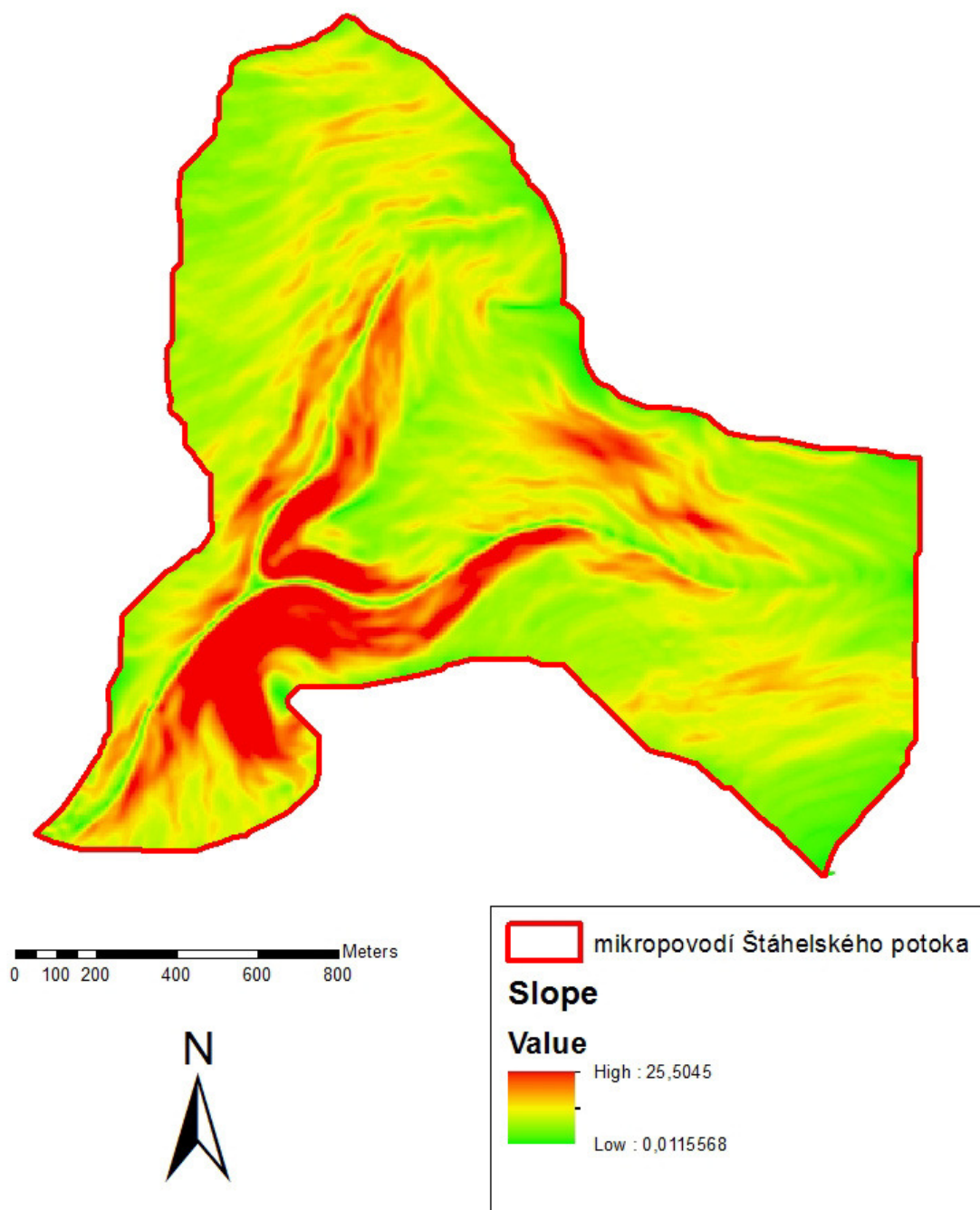
**Obrázek 27** Změny ve využití půdy v mikropovodí Štáhelského potoka II.  
Zpracováno v ArcMAP 10, data převzata z: [ArcGIS server CENIA 2013]



## Aktuální land use

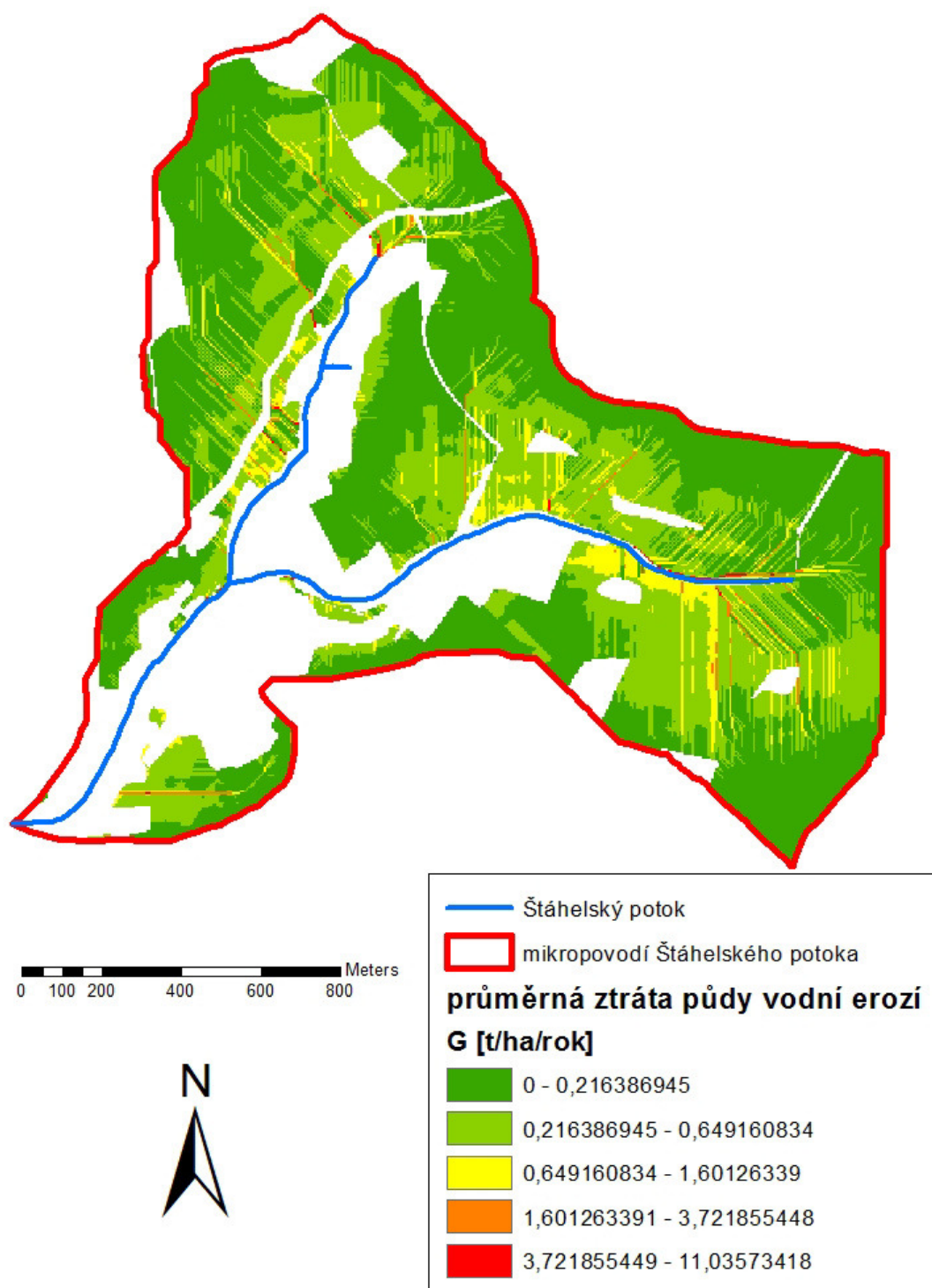


**Obrázek 28 Aktuální land use v mikropovodí Štáhelského potoka**  
 Zpracováno v ArcMAP 10, data převzata z: [ZABAGED 2013]

**Příloha 4****Svažitost území  
v mikropovodí Štáhelského potoka**

**Obrázek 29** Svažitost mikropovodí Štáhelského potoka  
Zpracováno v ArcMAP 10, data převzata z: [ZABAGED 2013]

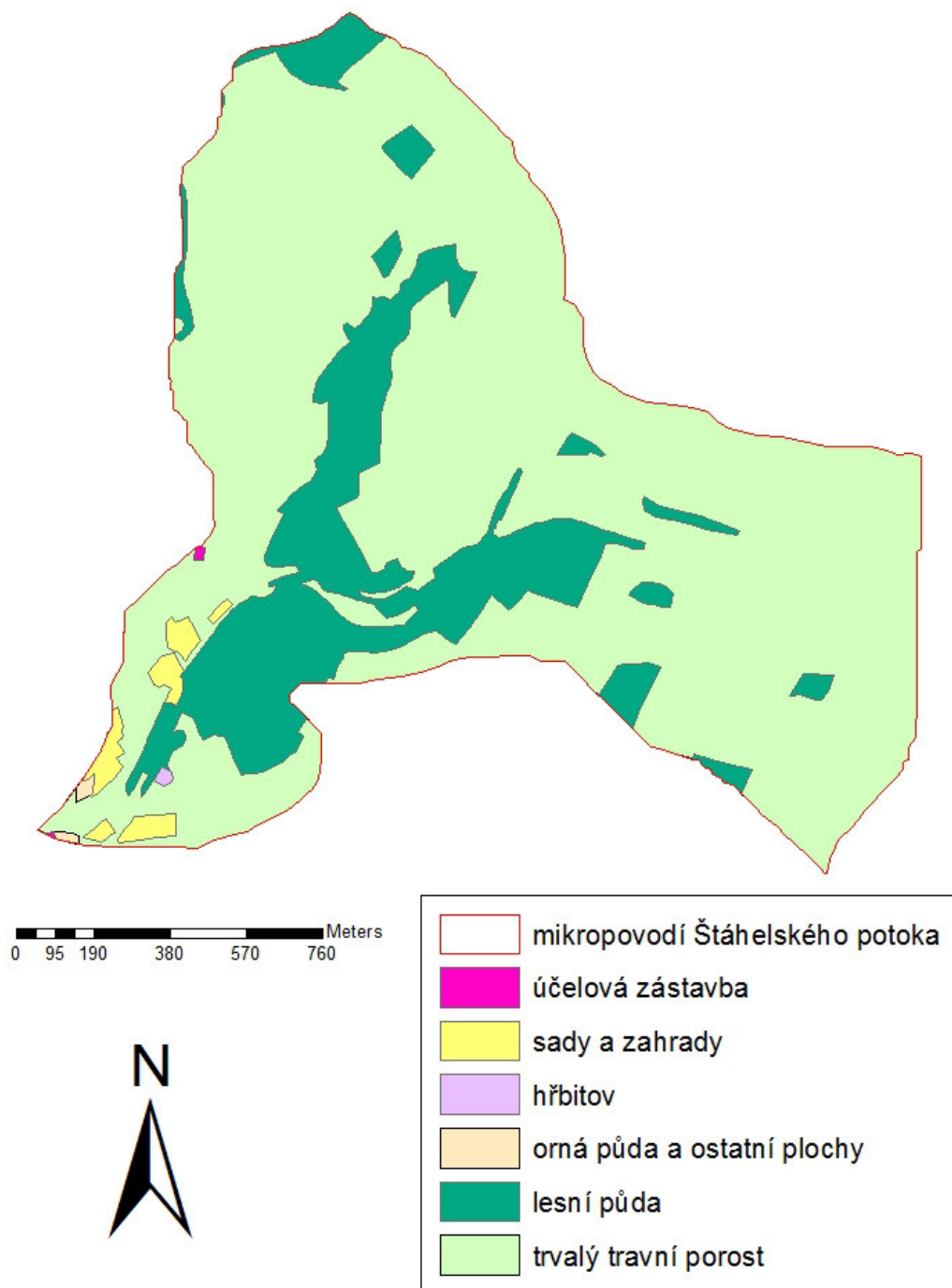
## Potenciální erozní smyv na půdních blocích v mikropovodí Štáhelského potoka



**Obrázek 30 Model potenciální vodní eroze v mikropovodí Štáhelského potoka**  
Zpracováno v ArcMAP 10, data převzata z: [PLPIS 2013; VUMOP 2013; ZABAGED 2013]

**Příloha 5**

**Podklad pro výpočet  $K_{ES}$   
mikropovodí Štáhelského potoka  
(zahrnuje pouze prvky s informací o ploše)**



**Obrázek 31 Podklad pro výpočet  $K_{ES}$  mikropovodí Štáhelského potoka**  
Zpracováno v ArcMAP 10, data převzata z: [ZABAGED 2013]

**Příloha 6**

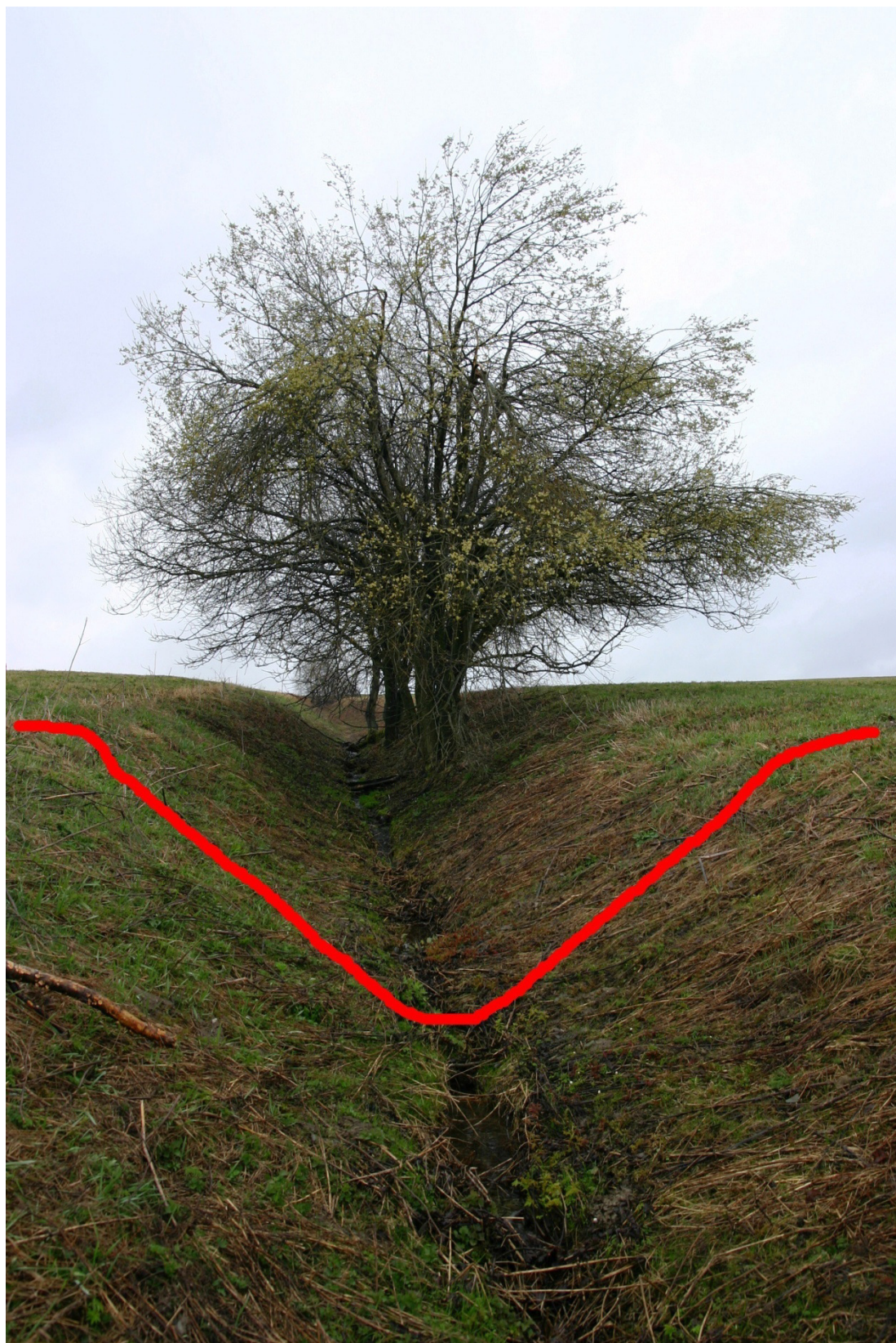
**Obrázek 32 Propustek pod polní cestou - začátek Štáhelského potoka, 12. 8. 2012 (foto P. Veličková)**



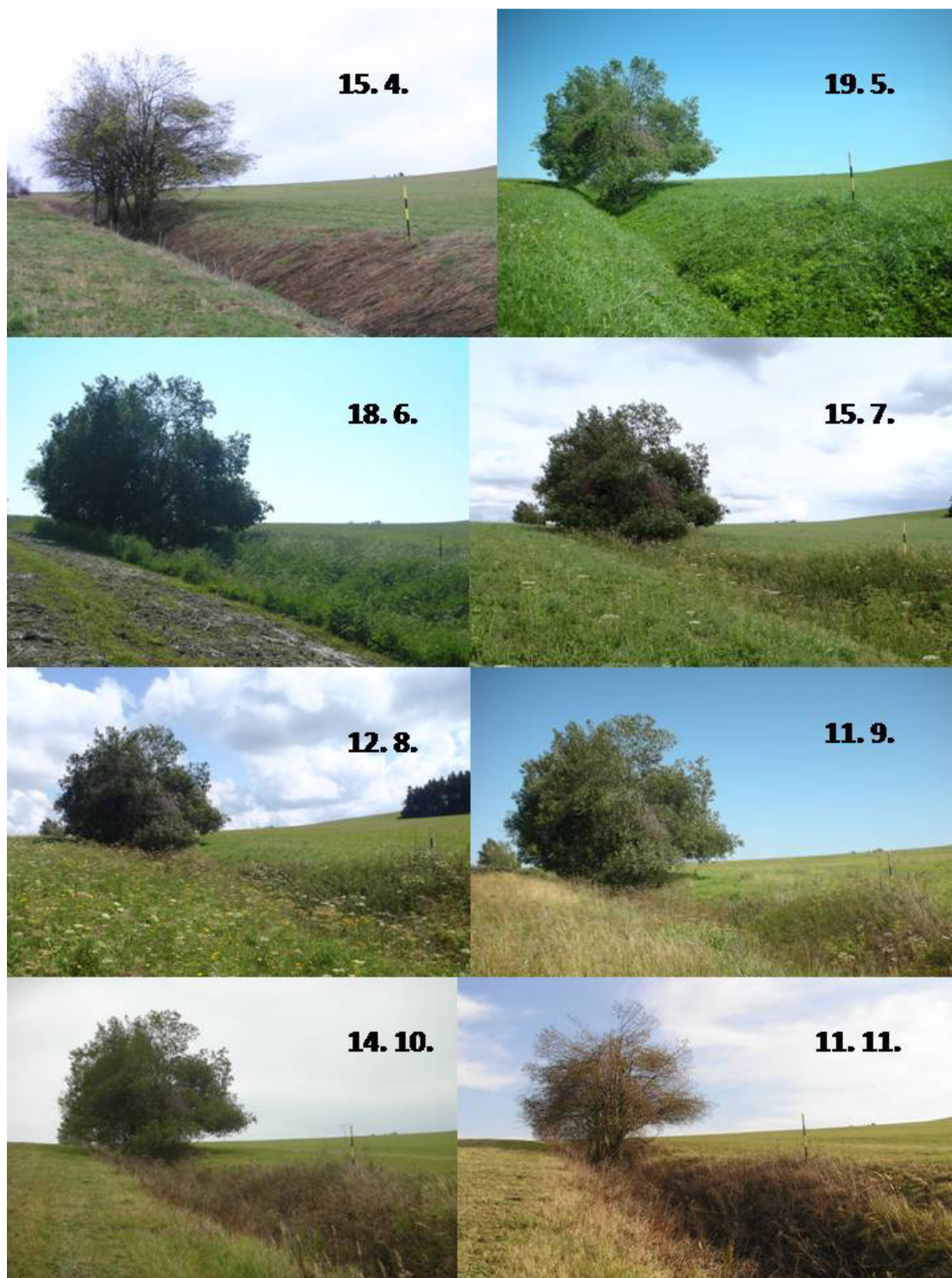
**Obrázek 33 Horní (1.) část Štáhelského potoka, 10. 3. 2012 (foto P. Veličková)**



Obrázek 34 Charakter dna v horní (1.) části Štáhelského potoka, 10. 3. 2012 (foto P. Veličková)



Obrázek 35 Příčný profil horní (1.) části Štáhelského potoka, 15. 4. 2012 (foto P. Veličková)



Obrázek 36 Úsek č. 1 v horní (1.) části Štáhelského potoka a jeho proměny v průběhu roku 2012 (foto P. Veličková)





**Obrázek 37 Střední (2.) část Štáhelského potoka, 19. 5. 2012 (foto P. Veličková)**



**Obrázek 38 Charakter dna ve střední (2.) části Štáhelského potoka, 15. 4. 2012 (foto P. Veličková)**



Obrázek 39 Příčný profil střední (2.) části Štáhelského potoka, 15. 4. 2012 (foto P. Veličková)



Obrázek 40 Úsek č. 2 ve střední (2.) části Štáhelského potoka a jeho proměny v průběhu roku 2012 (foto P. Veličková)



Obrázek 41 Spodní (3.) část Štáhelského potoka, 24. 8. 2012 (foto P. Veličková)



Obrázek 42 Charakter dna ve spodní (3.) části Štáhelského potoka, 24. 8. 2012 (foto P. Veličková)

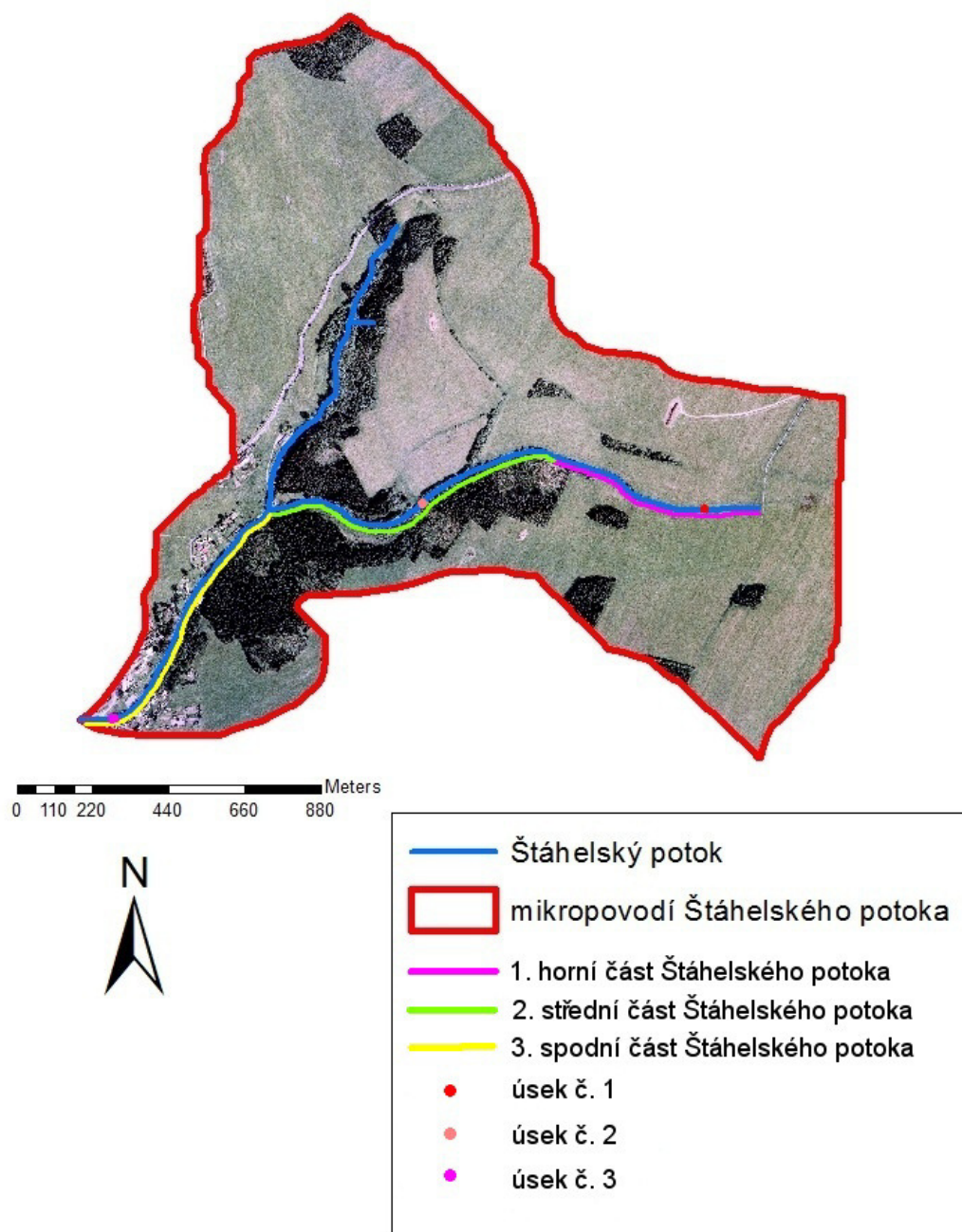


Obrázek 43 Příčný profil spodní (3.) části Štáhelského potoka, 16. 6. 2012 (foto P. Veličková)



Obrázek 44 Úsek č. 3 ve spodní (3.) části Štáhelského potoka a jeho proměny v průběhu roku 2012 (foto P. Veličková)

## Ortofoto mikropovodí Štáhelského potoka



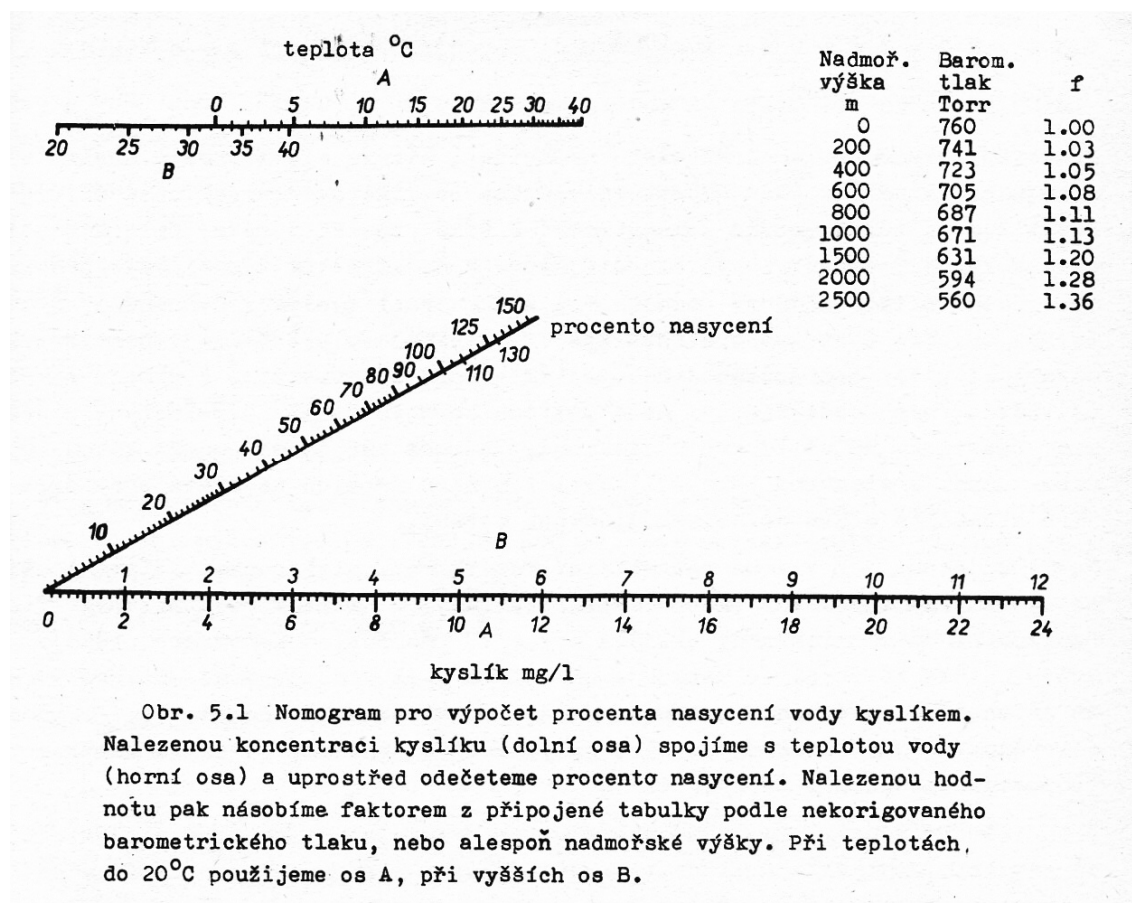
**Obrázek 45** Štáhelský potok s vyznačenými částmi a úseky č. 1, 2 a 3

Zpracováno v ArcMAP 10 a Zoner Photo Studio 11, data převzata z: [ORTOFOTO 2013]

## Příloha 7



Obrázek 46 Přístroje měřící fyzikálně-chemické vlastnosti vody, používané v terénu (foto P. Veličková)



Obrázek 47 Nomogram pro výpočet procenta nasycení vody kyslíkem  
Převzato z: (Hrbáček a kol. 1985)



**Tabulka 16** Hodnoty naměřené ve vytyčeném bodě úseku č. 1

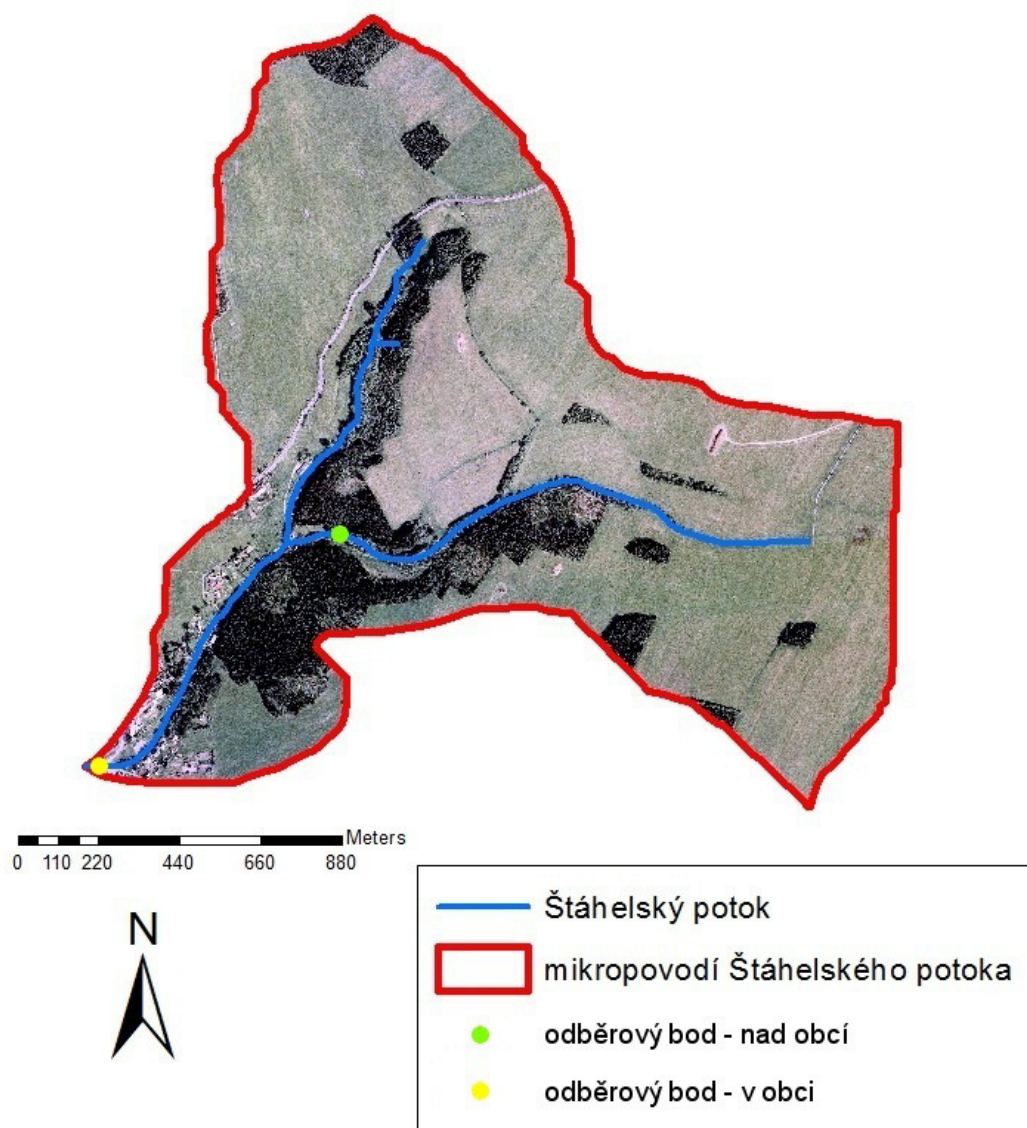
Datum	Teplota [°C]	Množství rozpuštěného kyslíku [mg·l <sup>-1</sup> ]	Nasycení kyslíkem [%]	Vodivost [μS·cm <sup>-1</sup> ]	pH
15. 4. 2012	5,0	11,45	94,50	75	5,67
19. 5. 2012	11,3	9,10	90,72	75	5,90
18. 6. 2012	19,8	7,30	86,40	127	5,85
15. 7. 2012	-	-	-	-	-
12. 8. 2012	-	-	-	-	-
11. 9. 2012	-	-	-	-	-
14. 10. 2012	-	-	-	-	-
11. 11. 2012	6,0	11,08	92,88	70	5,91

**Tabulka 17** Hodnoty naměřené ve vytyčeném bodě úseku č. 2

Datum	Teplota [°C]	Množství rozpuštěného kyslíku [mg·l <sup>-1</sup> ]	Nasycení kyslíkem [%]	Vodivost [μS·cm <sup>-1</sup> ]	pH
15. 4. 2012	5,7	10,90	91,80	103	6,63
19. 5. 2012	7,3	12,30	108,00	118	6,82
16. 6. 2012	13,0	10,25	102,60	139	6,27
15. 7. 2012	12,0	10,77	108,00	164	6,49
12. 8. 2012	10,8	11,71	113,40	144	6,70
11. 9. 2012	14,2	9,03	92,88	149	6,80
14. 10. 2012	5,4	12,63	104,76	146	6,77
11. 11. 2012	5,9	11,36	97,20	90	6,47

**Tabulka 18** Hodnoty naměřené ve vytyčeném bodě úseku č. 3

Datum	Teplota [°C]	Množství rozpuštěného kyslíku [mg·l <sup>-1</sup> ]	Nasycení kyslíkem [%]	Vodivost [μS·cm <sup>-1</sup> ]	pH
15. 4. 2012	6,2	10,29	88,56	170	5,25
19. 5. 2012	5,5	10,80	91,80	197	5,77
16. 6. 2012	12,3	10,35	103,68	231	6,50
15. 7. 2012	13,0	9,75	101,52	243	6,18
12. 8. 2012	12,7	10,61	108,00	243	6,57
11. 9. 2012	-	-	-	-	-
14. 10. 2012	5,7	12,30	102,6	247	6,98
11. 11. 2012	4,6	12,48	102,6	197	6,93

**Příloha 8****Ortofoto mikropovodí Štáhelského potoka****Obrázek 48 Odběrové úseky pro stanovení obsahu látek ve vodě**

Zpracováno v ArcMAP 10 a Zoner Photo Studio 11, data převzata z: [ORTOFOTO 2013]

**Tabulka 19 Výsledné hodnoty koncentrací chemických látek obsažených ve vodě Štáhelského potoka**

Datum (rok 2012)	Bod odběru	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>
18. 6.	nad obcí	0,40	0,342	0,18
	v obci	0,30	0,617	0,21
16. 7.	nad obcí	0,10	0,439	0,25
	v obci	0,16	0,286	0,13
17. 9.	nad obcí	0,08	0,408	0,15
	v obci	0,19	0,383	0,14
12. 11.	nad obcí	0,20	0,321	0,05
	v obci	0,33	0,199	0,06

## **Příloha 9**

### **Systematicky uspořádaný seznam určených taxonů makrozoobentosu:**

Kmen: *Platyhelminthes*

Podkmen: *Turbellaria*

Řád: *Seriata*

Čeleď: *Dugesiidae* Ball, 1974

Rod: *Dugesia* Girard, 1850

*Dugesia gonocephala* (Dugès, 1830)

Kmen: *Mollusca* Cuvier, 1795

Třída: *Bivalvia* Linnaeus, 1758

Řád: *Sphaerioidea* Deshayes, 1855

Čeleď: *Sphaeriidae* Deshayes, 1855

Rod: *Pisidium* C. Pfeiffer, 1821

*Pisidium* sp.

Třída: *Gastropoda* Cuvier, 1795

Řád: *Pulmonata* Cuvier in Blainville, 1814

Čeleď: *Planorbidae* Rafinesque, 1815

Rod: *Ancylus* O. F. Müller, 1774

*Ancylus fluviatilis* O. F. Müller, 1774

Rod: *Gyraulus* Charpentier, 1837

*Gyraulus* sp.

Čeleď: *Lymnaeidae* Rafinesque, 1815

Rod: *Radix* Montfort, 1810

*Radix* sp.

Kmen: *Annelida* Lamarck, 1809

Třída: *Oligochaeta*

Řád: *Opisthopora*

Čeleď: *Lumbricidae*

Rod: *Eiseniella* Michaelsen, 1900

*Eiseniella tetraedra* (Savigny, 1826)

Řád: *Lumbriculida*

Čeleď: *Lumbriculidae*

Rod: *Stylodrilus* Claparède, 1862

*Stylodrilus heringianus* Claparède, 1862

Řád: *Tubificida*

Čeleď: *Tubificidae*

Třída: *Hirudinea* Lamarck, 1818

Řád: *Arhynchobdellida* Blanchard, 1894

Čeleď: *Erpobdellidae* Blanchard, 1894

Rod: *Erpobdella* De Blainville, 1818

*Erpobdella octoculata* (Linnaeus, 1758)

Kmen: Arthropoda

Podkmen: *Chelicerata*

Třída: *Arachnida* Cuvier, 1812

Řád: *Araneae* Clerck, 1757

Čeleď: *Cybaeidae* Banks, 1892

Rod: *Argyroneta* Latreille, 1804

*Argyroneta aquatica* (Clerck, 1758)

Podkmen: *Crustacea* Brünnich, 1772

Třída: *Malacostraca* Latreille, 1802

Řád: *Amphipoda* Latreille, 1816

Čeleď: *Gammaridae* Latreille, 1802

Rod: *Gammarus* Fabricius, 1775

*Gammarus fossarum* Koch, in Panzer, 1835

Podkmen: *Hexapoda* Blainville, 1816

Třída: *Insecta*

Řád: *Ephemeroptera* Hyatt & Arms, 1891

Čeleď: *Baetidae* Leach, 1815

Čeleď: *Heptageniidae*

Rod: *Ecdyonurus* Eaton, 1863

*Ecdyonurus* sp.

Čeleď: *Ephemerellidae*

Čeleď: *Leptophlebiidae*

Rod: *Paraleptophlebia* Lestage, 1917

*Paraleptophlebia* sp.

Řád: *Plecoptera* Burmeister, 1839

Čeleď: *Perlodidae*

Rod: *Perlodes* Banks, 1902

*Perlodes microcephalus* (Pictet, 1833)

Čeled': *Chloroperlidae*

Čeled': *Nemouridae*

Čeled': *Leuctridae*

Řád: *Hemiptera* Linnaeus, 1758

Čeled': *Veliidae* Brullé, 1836

Rod: *Velia* Latreille, 1804

*Velia saulii* Tamanini, 1947

Řád: *Megaloptera*

Čeled': *Sialidae*

Rod: *Sialis* Latreille, 1803

*Sialis fuliginosa* Pictet, 1836

Řád: *Trichoptera* Kirby, 1813

Čeled': *Rhyacophilidae* Stephens, 1836

Čeled': *Glossosomatidae* Wallengren, 1891

Čeled': *Hydropsychidae*

Čeled': *Polycentropidae* G Ulmer, 1903

Čeled': *Limnephilidae* F Kolenati, 1848

Čeled': *Lepidostomatidae* G Ulmer, 1903

Čeled': *Sericostomatidae* Stephens, 1836

Čeled': *Odontoceridae*

Řád: *Diptera* Linnaeus, 1758

Čeled': *Tipulidae* Latreille, 1802

Čeled': *Limoniidae* Rondani, 1856

Rod: *Pedicia* Latreille, 1809

*Pedicia* sp.

Rod: *Dicranota* Zetterstedt, 1838

*Dicranota* sp.

Čeled': *Ptychopteridae* Osten Sacken, 1862

Čeled': *Psychodidae* Bigot, 1854

Čeled': *Dixidae* Schiner, 1868

Rod: *Dixa* Meigen, 1818

*Dixa* sp.

Čeled': *Culicidae* Stephens, 1829

Čeled': *Ceratopogonidae* Grassi, 1900

Čeled': *Chironomidae* Erichson, 1841

Čeled': *Simuliidae* Newman, 1834

Rod: *Simulium* Latreille, 1802

*Simulium* sp.

Čeled': *Anisopodidae* Edwards, 1921

Řád: Coleoptera Linnaeus, 1758

Čeled': *Elmidae* Curtis, 1830

Rod: *Elmis* Latreille, 1798

*Elmis* sp.

Rod: *Limnius* Illiger, 1802

*Limnius* sp.

Čeled': *Dytiscidae* Leach, 1815

Rod: *Platambus* C.G. Thomson, 1860

*Platambus maculatus* (Linnaeus, 1758)

Čeled': *Scirtidae* Fleming, 1821

Čeled': *Hydrophilidae* Latreille, 1802

**Tabulka 20 Počet jedinců jednotlivých taxonů zjištěných v úsecích č. 1, 2 a 3 dne 15. 4. 2012**

Taxon	Úsek č. 1	Úsek č. 2	Úsek č. 3
<i>Dugesia gonocephala</i> (Dugès, 1830)	-	2	2
<i>Eiseniella tetraedra</i> (Savigny, 1826)	1	-	-
<i>Stylodrilus heringianus</i> Claparède, 1862	1	-	1
<i>Tubificidae</i>	-	2	1
<i>Gammarus fossarum</i> Koch, in Panzer, 1835	97	601	177
<i>Baetidae</i> Leach, 1815	-	42	55
<i>Heptageniidae</i>	-	13	-
<i>Ecdyonurus</i> sp.	-	4	-
<i>Ephemerellidae</i>	-	2	-
<i>Paraleptophlebia</i> sp.	-	3	-
<i>Perlodidae</i>	9	-	-
<i>Perlodes microcephalus</i> (Pictet, 1833)	-	-	4
<i>Nemouridae</i>	-	4	5
<i>Leuctridae</i>	-	4	-
<i>Rhyacophilidae</i> Stephens, 1836	-	2	-
<i>Glossosomatidae</i> Wallengren, 1891	-	-	1
<i>Polycentropidae</i> G Ulmer, 1903	-	1	1
<i>Limnephilidae</i> F Kolenati, 1848	1	8	1
<i>Lepidostomatidae</i> G Ulmer, 1903	3	-	-
<i>Sericostomatidae</i> Stephens, 1836	1	2	-
<i>Odontoceridae</i>	-	1	2
<i>Tipulidae</i> Latreille, 1802	-	-	1
<i>Limoniidae</i> Rondani, 1856	-	5	-
<i>Ptychopteridae</i> Osten Sacken, 1862	-	3	-
<i>Chironomidae</i> Erichson, 1841	1	3	22
<i>Simuliidae</i> Newman, 1834	1	2	-
<i>Simulium</i> sp.	-	-	4
<i>Elmidae</i> Curtis, 1830	-	-	2
<i>Dytiscidae</i> Leach, 1815	-	2	-
<i>Scirtidae</i> Fleming, 1821	1	1	41
<b>jedinců celkem</b>	<b>116</b>	<b>707</b>	<b>320</b>



**Tabulka 21 Počet jedinců jednotlivých taxonů zjištěných v úsecích č. 1, 2 a 3 dne 19. 5. 2012**

Taxon	Úsek č. 1	Úsek č. 2	Úsek č. 3
<i>Dugesia gonocephala</i> (Dugès, 1830)	-	3	8
<i>Pisidium</i> sp.	1	-	-
<i>Ancylus fluviatilis</i> O. F. Müller, 1774	-	-	1
<i>Gyraulus</i> sp.	-	-	1
<i>Eiseniella tetraedra</i> (Savigny, 1826)	-	-	4
<i>Stylodrilus heringianus</i> Claparède, 1862	-	-	1
<i>Erpobdella octoculata</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	5
<i>Gammarus fossarum</i> Koch, in Panzer, 1835	123	876	403
<i>Baetidae</i> Leach, 1815	-	32	10
<i>Heptageniidae</i>	-	8	1
<i>Ecdyonurus</i> sp.	-	13	1
<i>Ephemerellidae</i>	-	-	2
<i>Chloroperlidae</i>	-	1	-
<i>Nemouridae</i>	5	1	-
<i>Rhyacophilidae</i> Stephens, 1836	-	4	-
<i>Polycentropidae</i> G Ulmer, 1903	3	4	5
<i>Limnephilidae</i> F Kolenati, 1848	20	9	11
<i>Sericostomatidae</i> Stephens, 1836	-	-	6
<i>Odontoceridae</i>	-	2	1
<i>Limoniidae</i> Rondani, 1856	2	-	1
<i>Culicidae</i> Stephens, 1829	-	-	1
<i>Ceratopogonidae</i> Grassi, 1900	-	-	7
<i>Chironomidae</i> Erichson, 1841	-	4	8
<i>Simuliidae</i> Newman, 1834	-	1	-
<i>Elmidae</i> Curtis, 1830	-	1	6
<i>Limnius</i> sp.	-	-	1
<i>Dytiscidae</i> Leach, 1815	-	2	-
<i>Scirtidae</i> Fleming, 1821	-	-	3
<b>jedinců celkem</b>	<b>154</b>	<b>961</b>	<b>487</b>

**Tabulka 22 Počet jedinců jednotlivých taxonů zjištěných v úsecích č. 1, 2 a 3 dne 16. 6. (v ús. č. 1 18. 6.) 2012**

Taxon	Úsek č. 1	Úsek č. 2	Úsek č. 3
<i>Dugesia gonocephala</i> (Dugès, 1830)	-	3	7
<i>Pisidium</i> sp.	1	-	-
<i>Gyraulus</i> sp.	-	-	6
<i>Radix</i> sp.	-	-	1
<i>Eiseniella tetraedra</i> (Savigny, 1826)	-	-	2
<i>Erpobdella octoculata</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	2
<i>Argyroneta aquatica</i> (Clerck, 1758)	-	-	1
<i>Gammarus fossarum</i> Koch, in Panzer, 1835	296	181	423
<i>Baetidae</i> Leach, 1815	-	15	3
<i>Heptageniidae</i>	-	1	-
<i>Ecdyonurus</i> sp.	-	2	-
<i>Velia saulii</i> Tamanini, 1947	-	-	2
<i>Sialis fuliginosa</i> Pictet, 1836	-	1	-
<i>Hydropsychidae</i>	-	-	1
<i>Polycentropidae</i> G Ulmer, 1903	6	-	2
<i>Limnephilidae</i> F Kolenati, 1848	58	21	25
<i>Sericostomatidae</i> Stephens, 1836	-	1	1
<i>Limoniidae</i> Rondani, 1856	-	-	2
<i>Ptychopteridae</i> Osten Sacken, 1862	-	3	-
<i>Psychodidae</i> Bigot, 1854	-	-	1
<i>Culicidae</i> Stephens, 1829	-	-	1
<i>Ceratopogonidae</i> Grassi, 1900	-	1	3
<i>Chironomidae</i> Erichson, 1841	1	4	4
<i>Anisopodidae</i> Edwards, 1921	-	1	-
<i>Elmidae</i> Curtis, 1830	-	-	5
<i>Elmis</i> sp.	-	-	5
<i>Dytiscidae</i> Leach, 1815	1	4	2
<i>Platambus maculatus</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	1
<i>Scirtidae</i> Fleming, 1821	-	1	5
<i>Hydrophilidae</i> Latreille, 1802	-	-	1
<b>jedinců celkem</b>	<b>363</b>	<b>239</b>	<b>506</b>

**Tabulka 23 Počet jedinců jednotlivých taxonů zjištěných v úsecích č. 1, 2 a 3 dne 15. 7. 2012**

Taxon	Úsek č. 1	Úsek č. 2	Úsek č. 3
<i>Dugesia gonocephala</i> (Dugès, 1830)	-	1	-
<i>Pisidium</i> sp.	-	1	-
<i>Gyraulus</i> sp.	-	-	1
<i>Eiseniella tetraedra</i> (Savigny, 1826)	-	-	4
<i>Stylodrilus heringianus</i> Claparède, 1862	-	-	1
<i>Tubificidae</i>	-	-	1
<i>Gammarus fossarum</i> Koch, in Panzer, 1835	-	294	2
<i>Baetidae</i> Leach, 1815	-	9	-
<i>Veliidae</i> Brullé, 1836	-	-	4
<i>Sialis fuliginosa</i> Pictet, 1836	-	1	-
<i>Limnephilidae</i> F Kolenati, 1848	-	3	1
<i>Sericostomatidae</i> Stephens, 1836	-	1	9
<i>Odontoceridae</i>	-	1	-
<i>Limoniidae</i> Rondani, 1856	-	2	-
<i>Dicranota</i> sp.	-	-	1
<i>Ptychopteridae</i> Osten Sacken, 1862	-	2	-
<i>Dixa</i> sp.	-	-	1
<i>Culicidae</i> Stephens, 1829	-	2	-
<i>Ceratopogonidae</i> Grassi, 1900	-	2	-
<i>Chironomidae</i> Erichson, 1841	-	14	6
<i>Elmidae</i> Curtis, 1830	-	-	10
<i>Dytiscidae</i> Leach, 1815	-	1	1
<i>Scirtidae</i> Fleming, 1821	-	1	8
<i>Hydrophilidae</i> Latreille, 1802	-	-	2
<b>jedinců celkem</b>	<b>0</b>	<b>335</b>	<b>52</b>

**Tabulka 24 Počet jedinců jednotlivých taxonů zjištěných v úsecích č. 1, 2 a 3 dne 11. 9. 2012**

Taxon	Úsek č. 1	Úsek č. 2	Úsek č. 3
<i>Dugesia gonocephala</i> (Dugès, 1830)	-	1	-
<i>Gammarus fossarum</i> Koch, in Panzer, 1835	-	292	-
<i>Baetidae</i> Leach, 1815	-	2	-
<i>Ecdyonurus</i> sp.	-	7	-
<i>Leptophlebiidae</i>	-	18	-
<i>Ptychopteridae</i> Osten Sacken, 1862	-	5	-
<i>Culicidae</i> Stephens, 1829	-	1	-
<i>Chironomidae</i> Erichson, 1841	-	3	-
<i>Dytiscidae</i> Leach, 1815	-	2	-
<i>Scirtidae</i> Fleming, 1821	-	8	-
<b>jedinců celkem</b>	<b>0</b>	<b>338</b>	<b>0</b>

**Tabulka 25 Počet jedinců jednotlivých taxonů zjištěných v úsecích č. 1, 2 a 3 dne 14. 10. 2012**

Taxon	Úsek č. 1	Úsek č. 2	Úsek č. 3
<i>Gyraulus</i> sp.	-	-	3
<i>Eiseniella tetraedra</i> (Savigny, 1826)	-	1	-
<i>Stylodrilus heringianus</i> Claparède, 1862	-	-	2
<i>Tubificidae</i>	-	1	-
<i>Gammarus fossarum</i> Koch, in Panzer, 1835	-	270	1
<i>Baetidae</i> Leach, 1815	-	20	-
<i>Ecdyonurus</i> sp.	-	3	-
<i>Leptophlebiidae</i>	-	23	-
<i>Sialis fuliginosa</i> Pictet, 1836	-	3	-
<i>Limnephilidae</i> F Kolenati, 1848	-	1	-
<i>Sericostomatidae</i> Stephens, 1836	-	1	-
<i>Pedicia</i> sp.	-	1	-
<i>Ptychopteridae</i> Osten Sacken, 1862	-	27	-
<i>Ceratopogonidae</i> Grassi, 1900	-	7	-
<i>Chironomidae</i> Erichson, 1841	-	8	-
<i>Dytiscidae</i> Leach, 1815	-	2	11
<i>Scirtidae</i> Fleming, 1821	-	5	4
<b>jedinců celkem</b>	<b>0</b>	<b>373</b>	<b>21</b>

**Příloha 10****Tabulka 26 Proměnné prostředí jednotlivých úseků Štáhelského potoka**

Lokalita	Řád toku	Nadmořská výška	Vzdálenost od pramene [km]	Plocha povodí [km <sup>2</sup> ]	Spád [‰]	Souřadnice S-42 po zakódování programem
Úsek č. 1	1	641	0,171	0,8	50,127	X: 37975,8984375 Y: 15894,5
Úsek č. 2	1	606	1,074	0,8	34,871	X: 37895,6015625 Y: 15883,5
Úsek č. 3	2	562	2,338	0,8	35,190	X: 37813,5 Y: 15812,2001953

## **Příloha 11**

### **Seznam zjištěných taxonů vyšších rostlin:**

Oddělení: *Equisetophyta*

Třída: *Equisetopsida*

Čeleď: *Equisetaceae* DC.

*Equisetum arvense* L.

Oddělení: *Polypodiophyta*

Třída: *Polypodiopsida*

Čeleď: *Dryopteridaceae* Ching

*Dryopteris filix-mas* (L.) Schott

Oddělení: *Magnoliophyta*

Třída: *Magnoliopsida*

Čeleď: *Ranunculaceae* Juss.

*Caltha palustris* subsp. *laeta* (Schott et al.) Hegi

*Ranunculus repens* L.

Čeleď: *Urticaceae* Juss.

*Urtica dioica* L.

Čeleď: *Caryophyllaceae* Juss.

*Cerastium holosteoides* Fries subsp. *triviale*

Čeleď: *Polygonaceae* Juss.

*Rumex acetosa* L.

Čeleď: *Hypericaceae* Juss.

*Hypericum perforatum* L.

*Hypericum hirsutum* L.

Čeleď: *Brassicaceae* Burnett

*Cardamine amara* L.

Čeleď: *Primulaceae* Vent.

*Primula veris* L.

Čeleď: *Saxifragaceae* Juss.

*Chrysplenium alternifolium* L.

Čeleď: *Rosaceae* Juss.

*Alchemilla* sp.

*Filipendula ulmaria* (L.) Maxim.

*Geum rivale* L.

*Geum urbanum* L.

*Rubus* sp.

Čeleď: *Onagraceae* Juss.

*Epilobium parviflorum* Schreber

Čeleď: *Geraniaceae* Juss.

*Geranium pratense* L.

Čeleď: *Balsaminaceae* A. Richard

*Impatiens noli-tangere* L.

Čeleď: *Apiaceae* Lindl.

*Heracleum sphodylium* L.

Čeleď: *Boraginaceae* Juss.

*Myosotis nemorosa* Besser.

Čeleď: *Lamiaceae* Lindl.

*Glechoma hederacea* L.

*Mentha longifolia* (L.) L.

Čeleď: *Asteraceae* Martinov

*Cirsium arvense* (L.) Scop.

*Doronicum austriacum* Jacq.

*Senecio ovatus* (G., M. et Sch.) Willd.

Oddělení: *Magnoliophyta*

Třída: *Liliopsida*

Čeleď: *Melanthiaceae* Batsch

*Veratrum* sp.

Čeleď: *Junaceae* Juss.

*Juncus bulbosus* L.

Čeleď: *Cyperaceae* Juss.

*Carex acuta* L.

Čeleď: *Poaceae* Barnhart

*Agrostis* sp.

*Avenella flexuosa* (L.) Drejer

*Glyceria fluitans* (L.) R. Br.

*Holcus lanatus* L.

*Hordelymus europaeus* (L.) Harz

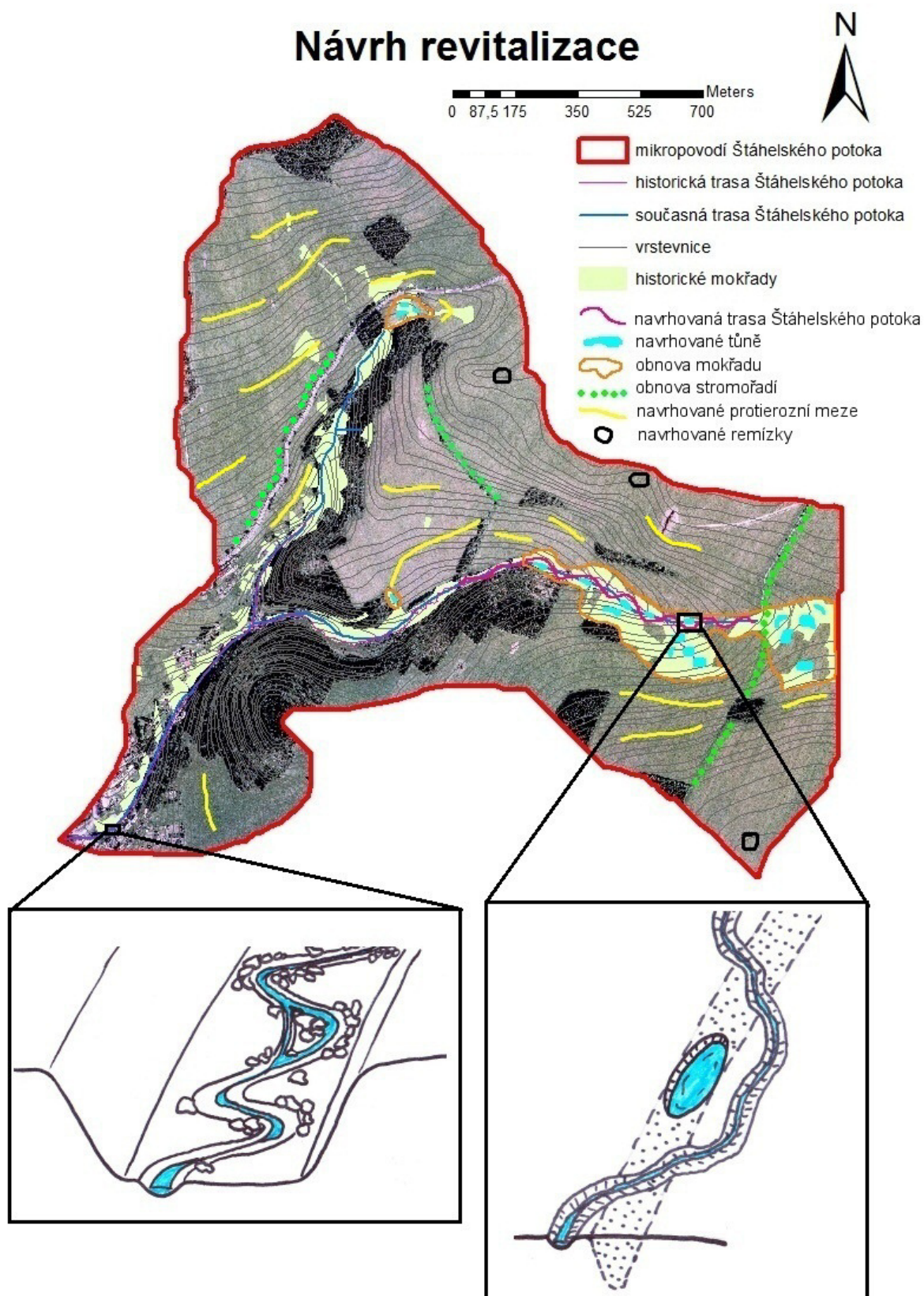
*Phleum pratense* L.

*Poa trivialis* L.

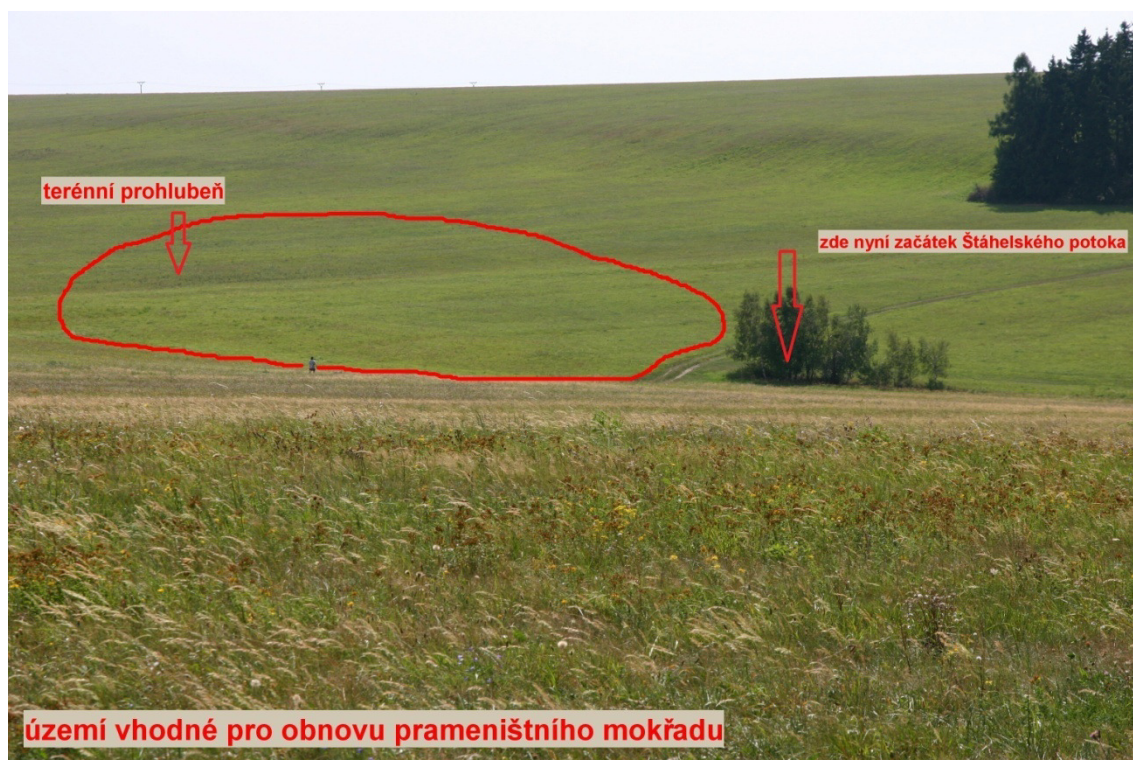


## Příloha 12

## Návrh revitalizace



Obrázek 49 Návrh revitalizace mikropovodí Štáhelského potoka



Obrázek 50 Obnova prameništěního mokřadu (foto P. Veličková)



Obrázek 51 Tůň v prameništěním mokřadu potoka Bazalverk (foto P. Veličková, 2010)



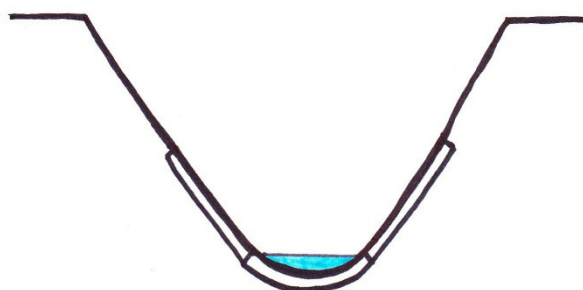
Obrázek 52 Obnova mokřadu nad úsekem č. 2

**navrhovaný příčný průřez tůně v prameništším mokřadu**



Obrázek 53 Návrh příčného řezu tůně

**původní technicky upravené koryto**



**koryto přírodní - vzor ze střední části Štáhelského potoka**

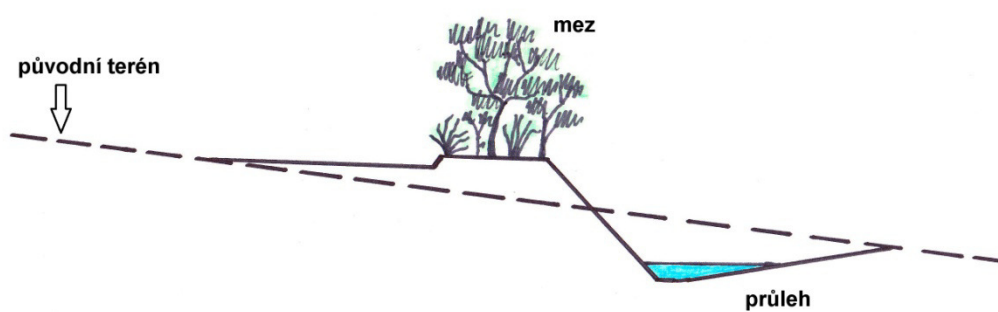


**navrhované revitalizační koryto**

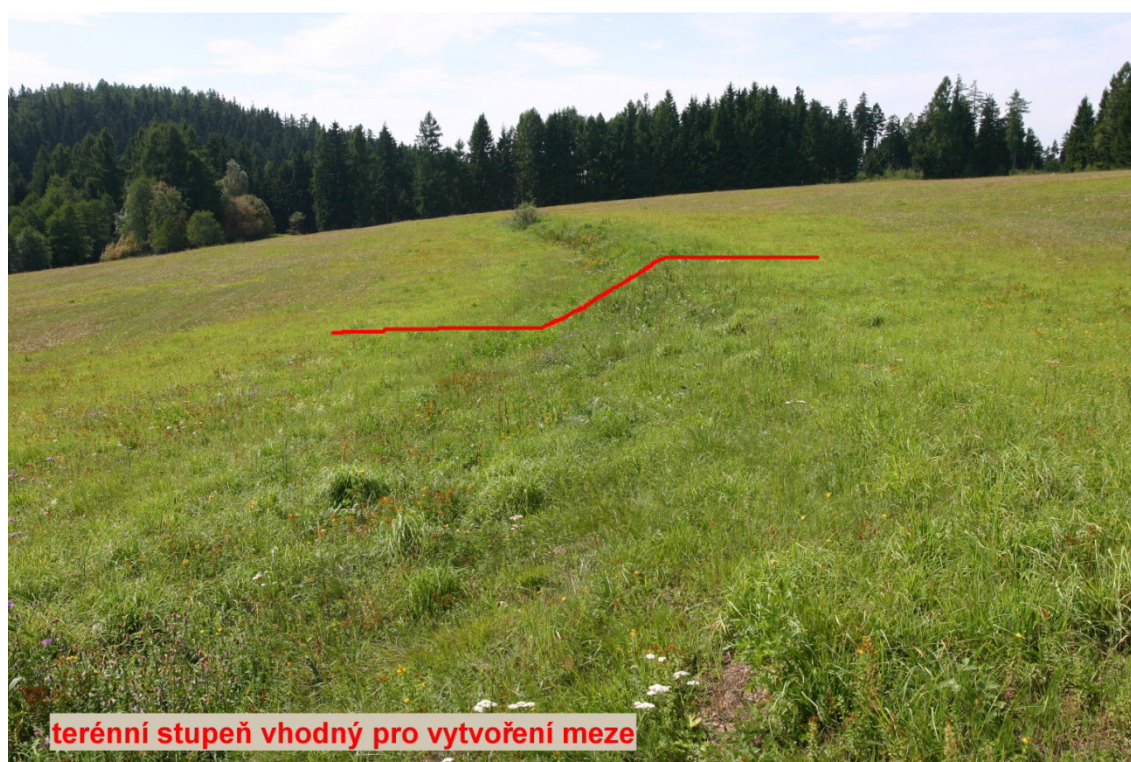


Obrázek 54 Příčné řezy korytem

### příčný řez protierozní mezí



Obrázek 55 Schema navrhovaných mezí



Obrázek 56 Využití vhodného terénu pro vytvoření meze



Obrázek 57 Návrh obnovy stromořadí podél cesty procházející prameništěm Štáhelského potoka