

**Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích**

**Přírodovědecká fakulta**

**Dlouhodobý vývoj a změny mokřadů v NP Šumava  
s využitím dat DPZ**

**Bakalářská práce**

**Miroslav Ernest**

Školitel: RNDr. Martin Hais Ph.D.

České Budějovice 2023

Ernest, M., 2023: Dlouhodobý vývoj a změny mokřadů v NP Šumava s využitím dat DPZ [Long-term development and changes of wetlands in the Šumava National Park with usage of remote sensing datas. Bc. Thesis, in Czech.] – 33 p., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

### **Anotace**

Bakalářská práce je zaměřená na mokřadní biotopy a jejich způsob monitoringu, zvláště pak pomocí metod DPZ (dálkový průzkum Země). První část je formou rešerše zaměřena na definice a klasifikace mokřadních biotopů v dnešní době, důležité vlastnosti mokřadních biotopů ovlivňující životní prostředí, důležitost jejich revitalizace a monitoringu, speciálně pak pomocí moderních metod DPZ, poslední kapitola rešerše je zaměřena přímo na situaci mokřadů a převážně rašelinišť v NP (Národním parku) Šumava. Druhá část je zaměřena na návrh projektu, který může pomoci zlepšit situaci mokřadních biotopů v NP Šumava pomocí monitoringu vlivu zvýšení hladiny podzemní vody mokřadu na změnu teploty v mokřadu.

### **Anotation**

The bachelor thesis is focused on wetland biotopes and their methods of monitoring especially by methods of remote sensing. First part is in form of search focused on definition and classification of wetland biotopes nowadays, important features of wetland biotopes affecting the environment, importance of revitalisation and monitoring of wetland biotopes especially by methods of remote sensing, the last chapter of search is focused on situation of wetlands and mostly of peatlands in the Šumava National Park. The second part is focused on project proposal which can help to improve the situation of wetland biotopes in the Šumava National Park by monitoring of effect of wetland groundwater increase to temperature change in wetland.

## **Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem autorem této kvalifikační práce a že byla tato kvalifikační práce vypracována pouze s použitím pramenů literatury zaznamenaných v seznamu použitých zdrojů.

V Českých Budějovicích, dne 12. 4. 2023

Podpis: .....

Miroslav Ernest

## **Poděkování**

Chci poděkovat svému školiteli RNDr. Martinu Haisovi Ph.D. za veškerou pomoc při tvorbě této bakalářské práce. Dále chci také poděkovat své rodině, která mě během celého studia podporovala.

## Obsah

Úvod .....	6
1 Základní definice a klasifikace mokřadů .....	7
1.1 Definice mokřadního biotopu .....	7
1.2 Rašeliništní biotop .....	7
1.3 Rozloha a klasifikace mokřadních biotopů v České republice .....	7
2 Ekosystémové funkce mokřadů a jejich současný stav .....	9
2.1 Biodiverzita .....	9
2.1.1 Flóra .....	10
2.1.2 Fauna .....	10
2.2 Klimatický vliv mokřadů .....	11
2.3 Retence vody .....	11
2.4 Biogeochemické cykly mokřadů .....	11
3 Obnova a monitoring mokřadů .....	13
3.1 Obnova mokřadů .....	13
3.2 Monitoring mokřadů .....	14
4 Metody DPZ pro hodnocení změn mokřadů .....	14
5 Mokřady v NP Šumava .....	16
6 Návrh projektu .....	18
6.1 Název projektu .....	18
6.2 Cíle projektu .....	18
6.3 Hypotéza .....	18
6.4 Úvod projektu .....	19
6.5 Lokalita experimentu .....	19
6.6 Návrh experimentu .....	20
6.7 Parametry vybavení: .....	22
6.8 Časový harmonogram .....	23
6.9 Rozpočet .....	23
Závěr .....	24
Použitá literatura .....	24
Internetové zdroje .....	33

## Úvod

Degradace mokřadních biotopů představuje velmi vážný následek, způsobený nešetrným působením člověka na krajinu. V minulosti a hlavně ve 20. století docházelo k degradaci mokřadních biotopů kvůli pokusům o zúrodnění území, protože se mokřady vyjma paludikultur nedají významně ekonomicky využít. To však mělo dopad na okolní prostředí ve velkém měřítku, mokřady jsou totiž velmi účinnými plochami pro zadržení vody, mírnící povodňové stavy nebo naopak suchá období. Díky významnému nasycení vodou umožňují mokřady významné snížení teplotních výkyvů, kvůli pohlcení energie následně využitě pro skupenskou přeměnu vody, která snižuje teplotu ve dne oproti jiným oblastem, a naopak teplotu zvyšuje v noci, kdy dochází k vypuštění energie zpátky do krajiny. Další významnou vlastností mokřadů je podpora biodiverzity, kde mokřady jako přechodový ekosystém mezi vodním a suchozemským prostředím podporují výskyt druhů z obou oblastí. Dále působí jako úložiště mnoha chemických látek, hlavně uhlíku a dusíku. Jejich degradovaný stav se projevuje i ve vyšším uvolňováním emisí skleníkových plynů. V dnešní době proto roste snaha o revitalizaci mokřadních biotopů a tím také navrácení jejich nenahraditelných funkcí. Základní podmínkou pro revitalizaci představuje blokace drenážních systémů, které sloužily k cílenému odvodňování krajiny. Pro revitalizaci mokřadů je k získání důkazů a informací o návratu těchto funkcí využíváno monitoringu. Ten je pak prováděn buď terénním průzkumem nebo tzv. metodami DPZ, který umožňuje monitoring mokřadů pomocí snímání odraženého nebo emitovaného záření, které je poté zachyceno senzorem. Metody DPZ jsou čím dál více využívány pro monitoring mokřadů z důvodu vyšší efektivity než při terénním průzkumu. Takovéto metody se využívají i v oblasti Šumavy, která se v minulosti také nevyhnula významnému odvodnění. O revitalizaci mokřadních ploch v NP Šumava se snaží projekt LIFE for MIREs, který s podporou Evropské Unie dokázal obnovit tisíce hektarů mokřadních ploch na Šumavě.

Práce je zaměřena na mokřadní biotopy v České republice. Rešerše odpovídá na otázky: Co jsou to mokřady, proč jsou pro krajinu důležité, jakým způsobem je obnovit a jakými způsoby lze jejich stav vyhodnocovat. V práci je zahrnut také návrh projektu, který se týká monitoringu mokřadního biotopu Dobrovodské louky v oblasti NP Šumava, zaměřený na účinnosti revitalizace pomocí termálního snímání.

# 1 Základní definice a klasifikace mokřadů

## 1.1 Definice mokřadního biotopu

Mokřadní biotop má ve vědecké oblasti mnoho definic, které zapříčiňují nejednotné odlišení a chápání mokřadů. Důvodem je složitost odlišení biotopů, kvůli širokému rozšíření na Zemi a různým hydrologickým stavům na nich vázaných (Mitsch & Gosselink 1993). Obecně ale platí, že představují přechodnou plochu mezi prostředím vodním a suchozemským (Mitsch & Gosselink 1993). Přítomnost vody, nasycený půdní profil, popřípadě mělké zaplavení stálé nebo sezónní se řadí k určitým rysům spojující mokřadní biotopy (Richter & Skaloš 2016). Mokřady mohou být jak povrchové, tak i podpovrchové (Český svaz ochránců přírody 2016). Český svaz ochránců přírody (2016) definoval mokřady následovně: „*Za mokřad se označují především plochy, které jsou trvale či pravidelně po část roku zaplavené, ale ne příliš hluboko.*“ Další detailnější definici ohledně mokřadního biotopu nabízí Ramsarská Úmluva, která definuje mokřady jako „*plochy bažin, slatinišť, rašelinišť nebo vod; přírodních, nebo uměle vytvořených; trvalých, nebo dočasných; s vodou statickou, nebo tekoucí; sladkou, brakickou, nebo slanou, zahrnující plochy mořské vody do hloubky, kde odliv nepřesáhne hloubku 6 metrů.*“

## 1.2 Rašeliništní biotop

Rašeliniště jsou typickým mokřadním biotopem pro severní polokouli v boreálním pásu nejčastěji v Rusku, Kanadě, USA a skandinávských zemích (Wieder & Witt 2006). V menší míře jsou rašeliniště jako pozůstatky po době ledové k nalezení v dalších oblastech mírného pásu Evropy například i v České republice (Spitzer 2008). Pro rašeliniště je typické výrazné ukládání organické hmoty, především rašelinou, v níž je zastoupena převážně mrtvá organická biomasa, často pocházející z těl rašeliníků, podle kterých byla pojmenována (Wieder & Witt 2006). Značné ukládání biomasy v rašeliništích je následkem trvalého podmáčení biotopu, mající negativní vliv na výskyt organismů, podílejících se na rozkladu organické hmoty (Lovecká 2020). Rašeliniště lze podle zdroje vody dělit na ombrotrofní a minerotrofní (Bufková 2008). Ombrotrofní rašeliniště získávají vodu pouze ze srážek, zatímco minerotrofní rašeliniště mají i zdroj vody podzemní (Bufková 2008). Rašeliniště lze také oddělit podle množství živin a pH na oligotrofní rašeliniště, mezotrofní kyselá rašeliniště, mezotrofní neutrální rašeliniště a eutrofní slatiny.

## 1.3 Rozloha a klasifikace mokřadních biotopů v České republice

O rozloze mokřadních ploch v České republice byly nalezeny záznamy pocházející z roku 1999, podle které se v té době vyskytovalo necelých 120 000 hektarů odpovídající cca 1,5%

celkové rozlohy v České republice (Naše Voda 2015). Rozloha rašeliništních ploch v České republice odpovídá 25 000 hektarům, z toho se polovina nachází na území Jihočeského kraje (Skuhravý 2000). Ministerstvo životního prostředí (2017) se zmiňuje o rozloze mokřadních ploch pouze na úrovni celosvětově významných mokřadů, která je 635 km<sup>2</sup>.

Stejně jako není shoda o klasifikaci mokřadů ve světě, i v České republice je klasifikace jednotlivých mokřadů různá. Dříve se mokřady v České republice dělily podle kvality rašeliny na slatiniště, slatinná rašeliniště, přechodová rašeliniště a vrchoviště (Rybníček et al. 2017). Novodobé trendy dělí mokřady v České republice na 2 hlavní skupiny, mezi první skupinu se řadí rašeliniště zahrnující slatiniště a přechodová rašeliniště a do druhé skupiny se řadí vrchoviště (Rybníček et al. 2017). Bufková (2008) má však vrchoviště zařazené v podkategorii rašelinišť. Český svaz ochránců přírody (2016) oddělil mokřadní biotopy podle ochrany přírody na luční, polní, rašeliniště, rákosiny, lesní mokřady a litorál. Ministerstvo životního prostředí (2023) odlišuje mokřady v České republice na: „*rašeliniště a slatiniště, rybníky, soustavy rybníků, lužní lesy, nivy řek, mrtvá ramena, tůň, zaplavované nebo mokré louky, rákosiny, ostricové louky, prameny, prameniště, toky a jejich úseky, jiné vodní a bažinné biotopy, údolní nádrže, zatopené lomy, štěrkovny, pískovny, horská jezera, slaniska.*“

Chytrý et al. (2010) ve svém díle detailně kategorizovali mokřadní biotopy, vyskytující se na území České republiky viz Tab. 1.

Tab. 1: Výskyt veškerých skupin mokřadních biotopů v České republice a jejich rozloha [ha] podle Chytrého et al. (2010).

<b>Kód</b>	<b>Název</b>	<b>Rozloha [ha]</b>
<b>V</b>	<b>Vodní toky a nádrže</b>	<b>34 040</b>
V1	Makrofytní vegetace přirozeně eutrofních a mezotrofních stojatých vod	25 000
V2	Makrofytní vegetace mělkých stojatých vod	440
V3	Makrofytní vegetace oligotrofních jezírek a tůní	30
V4	Makrofytní vegetace vodních toků	8 500
V5	Vegetace parožnatek	43
V6	Vegetace šídlatek	27
<b>M</b>	<b>Mokřady a pobřežní vegetace</b>	<b>25 224</b>
M1	Rákosiny a vegetace vysokých ostríc (8 podtypů)	23 606
M2	Vegetace jednoletých vlhkomilných bylin (4 podtypy)	644
M3	Vegetace vytrvalých obojživelných bylin	36
M4	Štěrkové říční náplavy (3 podtypy)	244
M5	Devěsilové lemy horských potoků	420



M6	Bahnité říční náplavy	84
M7	Bylinné lemy nížinných řek	190
<b>R</b>	<b>Prameniště a rašeliniště</b>	<b>9 273</b>
R1	Prameniště (5 podtypů)	1 083
R2	Slatinná a přechodová rašeliniště (4 podtypy)	4 960
R3	Vrchoviště (4 podtypy)	3 230
<b>T</b>	<b>Sekundární trávníky a vřesoviště</b>	<b>92 058</b>
T1	Louky a pastviny (7 podtypů z 10)	91 948
T7	Slaniska	110
<b>K</b>	<b>Křoviny</b>	<b>10 864</b>
K1	Mokřadní vrbiny	6 200
K2	Vrbové křoviny podél vodních toků (2 podtypy)	4 664
<b>L</b>	<b>Lesy</b>	<b>116 109</b>
L1	Mokřadní olšiny	3 900
L2	Lužní lesy (4 podtypy)	104 940
L10	Rašelinné lesy (4 podtypy)	7 269
<b>Celková rozloha</b>		<b>287 568</b>

## 2 Ekosystémové funkce mokřadů a jejich současný stav

Za nejdůležitější regulační ekosystémové funkce mokřadů se považuje: podpora biodiverzity, termoregulace, koloběhu vody (včetně zadržování) a koloběhu jiných chemických látek (Tuháček 2021; Žáček 2017).

### 2.1 Biodiverzita

Mokřady jsou řazeny k biotopům s největší biodiverzitou na světě a řadí se mezi nejvýznamnější biotopy středoevropské krajiny, hrající důležitou roli v utváření bohaté flóry a fauny (Žáček 2017; Mitsch & Gosselink 2015). Existuje mnoho organismů významně vázaných na mokřadní biotopy patřící do skupin savců, ptáků, plazů, obojživelníků, ryb, bezobratlých a také rostlin (Žáček 2017).

Přirozená otevřenost mokřadů k okolním biotopům významně ovlivňuje jejich biodiverzitu, umožňuje jednodušší zavlečení nových druhů, které vedou zpravidla k vyšší úrovni biodiverzity, na druhou stranu je riziko zavlečení invazivních druhů, které mohou vytlačovat původní druhy a biodiverzitu mokřadu naopak snižovat (Chytil & Turoňová 2017). Cílené odvodnění mokřadů je významný faktor vedoucí ke snížení biodiverzity (Joosten 2015; Tanneberger et al. 2022).

Kromě samotné biodiverzity jsou mokřady útočištěm i endemických druhů např. mokřad Škocjanske jame nacházející se Dinárském krasu na Slovinsku, ve kterém byl zaznamenán výskyt endemických druhů ze skupiny korýšů, jeskynních brouků nebo obojživelníka macaráta jeskynního (*Proteus anguinus*) (Chytil & Turoňová 2017).

### 2.1.1 Flóra

Obecně se v mokřadech vyskytují rostliny, přizpůsobené na extrémní prostředí, způsobené podmínkami anoxie a anaerobního rozkladu (priroda.cz 2005).

Rašeliništní biotopy jsou přímo založeny na odumřelých tělech rašeliníků, ve střední Evropě, nejčastěji rašeliník křivolistý (*Sphagnum fallax*) a rašeliník odchylný (*Sphagnum flexuosum*) (Bufková et al. 2021). Významné druhy rostlin v mokřadech se liší podle dostupnosti vody v krajině, např. ve velmi vlhkých biotopech se nachází svojnice nadmutá (*Gymnocolea inflata*), mezi dominantní vlhkomilné druhy patří vlohyně bahenní (*Vaccinium uliginosum*), ostřice mokřadní (*Carex limosa*), blatnice bahenní (*Scheuchzeria palustris*) a suchopýr pochvatý (*Eriophorum vaginatum*) (Bufková et al. 2021; LIFE for MIREs 2022). V sušších mokřadních oblastech jsou dominantní druhy klikva bahenní (*Vaccinium oxycoccos*), kyhanka sivolistá (*Andromeda polifolia*) a suchopýrek trsnatý (*Trichophorum cespitosum*) šicha černá (*Empetrum nigrum*) a vřes obecný (*Calluna vulgaris*) (Bufková et al. 2021; LIFE for MIREs 2022). K dalším významným druhům ve středoevropských mokřadech patří: ostřice Buekova (*Carex buekii*), kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*), opletík plotní (*Calystegia sepium*), svízel přítula (*Galium aparine*), ostružiník ježiník (*Rubus caesius*), chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*), pcháč oset (*Cirsium arvense*), ostřice bažinná (*Carex limosa*), srpnatka splývavá (*Warnstorfia fluitans*) (Więclaw et al. 2019; Bufková et al. 2021). V českých rašeliništích se vyskytují i masožravé druhy rostlin rosnatka anglická (*Drosera anglica*), rosnatka okrouhlostá (*Drosera rotundifolia*), tučnice obecná (*Pinguicula vulgaris*) a bublinatka menší (*Urticularia minor*), které se výborně přizpůsobily na nedostatek živin v prostředí (Bufková et al. 2021, LIFE for MIREs 2022).

### 2.1.2 Fauna

Fauna má v porovnání s okolními biotopy srovnatelnou biodiverzitu živočichů, je ale významnější z hlediska výskytu živočichů v různých stádiích, které patří především do řádů hmyzu a obojživelníků. Dále se zde hojně vyskytují hlodavci a ptactvo (priroda.cz 2005). Z třídy obojživelníků jsou pro mokřady typičtí zástupci čolek velký (*Triturus cristatus*), čolek obecný (*Triturus vulgaris*) a rosnička zelená (*Hyla arborea*) (Žáček 2017). Z třídy plazů jsou zde významní zástupci ještěrka živorodá (*Zootoca vivipara*) a zmije obecná (*Vipera berus*)

(LIFE for MIREs 2022). Kvůli vysoké početnosti hmyzu se v lužních lesech nachází mnoho druhů hmyzožravých ptáků a také téměř všichni lesní ptáci (Reichholf 1998). Ze savců jsou pro lužní lesy významní hlavně bobr evropský (*Castor fiber*) a srnčí zvěř (Reichholf 1998). Z třídy ptáků jsou pro mokřady typické druhy čejka chocholátá (*Vanellus vanellus*), vodouš rudonohý (*Tringa totanus*), bekasina otavní (*Gallinago gallinago*), břehouš černoocasý (*Limosa limosa*) a tetřívka obecná (*Lyrurus tetrix*), který využívá otevřené plochy rašeliniště jako tokaniště (Žáček 2017; LIFE for MIREs 2022). Rašelinná jezírka jsou významným zdrojem biodiverzity v mokřadech převážně pro zástupce z řádu bezobratlých, vyskytují se zde vážky, kam patří vážka tmavoskvrnná (*Leucorrhinia rubicunda*), šídlo luční (*Brachytron pratense*) a lesklice horská (*Somatochlora alpestris*), dále pak znakoplavky a klešťanky (Žáček 2017; LIFE for MIREs 2022). V lužních lesech se vyskytuje převážně hmyz, hlavně motýli, komáři a mouchy v letním období (Reichholf 1998).

## **2.2 Klimatický vliv mokřadů**

Vodní režim mokřadů je typický svým výrazným vlivem na utváření klimatu. Je to kvůli schopnosti saturace vody v mokřadu, která výrazně ovlivňuje přeměnu sluneční energie na latentní teplo využitě pro výpar (Brom & Pokorný 2017). To se výrazně projevuje regulací hodnoty naměřené teploty v mokřadu v porovnání např. s teplotou na odvodněném poli (Eiseltová 2018; Procházka et al. 2019). Rašeliniště mají v letním období obecně nižší teplotu, kvůli výrazně vyšší vypařovací ploše, která je tvořena listy rostlin (Spitzer 2008).

## **2.3 Retence vody**

Další významnou funkcí mokřadů je vodní retence, která se na území zvyšuje při výskytu vegetace (Eiseltová 2018). Retenční potenciál je faktor, který významně ovlivňuje vodní stabilitu, projevující se snížením intenzity sucha nebo naopak riziko povodní (Doležal et al. 2020). Výrazný vliv na retenci mají specifické fyzickogeografické podmínky biotopu (Brom & Pokorný 2017; Doležal et al. 2020). Zdržení vody v mokřadech pozitivně ovlivňuje stabilizaci odtoku vody, projevující se následně tlumivým vlivem na přívalové srážky, tání sněhu nebo povodně (Brom & Pokorný 2017). K dalšímu fyzickogeografickému faktoru patří vlastnost půdy (Doležal et al. 2020).

## **2.4 Biogeochemické cykly mokřadů**

V mokřadech probíhají biogeochemické cykly v kombinaci s chemickými přeměnami a procesy související s výměnou látek s okolními biotopy, ke kterému dochází pomocí srážek, povrchového odtoku nebo podzemní vody, které napomáhají rovnováze v mokřadním biotopu (Mitsch & Gosselink 1993).

Mokřady se významně podílejí na ukládání dusíku (Ardón et al. 2010). Dusíkové sloučeniny jsou v mokřadech zastoupeny pestrou škálou, a to jak anorganické (amoniak, dusitany, dusičnany atd.) tak organické (močovina, aminokyseliny atd.) (Vymazal 2017). Některé sloučeniny dusíku v mokřadech mají negativní vliv na globální oteplování, převážně tvorba a vypouštění oxidu dusného (Yuan et al. 2021). Oxid dusný je společně s oxidem dusnatým z mokřadů vypouštěn do atmosféry kvůli procesu denitrifikace (Vymazal 2017; Mitsch & Gosselink 1993; Van Cleemput et al. 2007; Chen et al. 2020). Dostupnost dusíku v mokřadní půdě významně ovlivňuje typ vegetace, na kterou je společně se sedimenty v mokřadech vázáno nejvíce dusíku (Mitsch & Gosselink 1993; Vymazal 2017).

Mokřady jsou považovány za jeden z největších rezervoárů organického uhlíku na světě. Je odhadováno, že 20-25 % veškerého půdního organického uhlíku je obsaženo právě v mokřadech (Grazie & Gill 2022). Zdravý mokřadní biotop je s průměrným obsahem 953 tun oxidu uhličitého na hektar nejschopnější suchozemský biotop pro zadržení uhlíku, napomáhající snížení uhlíku v atmosféře (Costa & Aubert 2022). Kromě samotné depozice se v mokřadech odehrávají další části biogeochemického cyklu uhlíku, které se vypouštějí do atmosféry formou methanu (CH<sub>4</sub>), oxidu uhličitého (CO<sub>2</sub>) nebo oxidu uhelnatého (CO) (Filipová 2014; Klimovičová 2012). Vlastnosti organických půd v mokřadech mírného pásu jsou rozdílné v množství půdního uhlíku např. v depresních mokřadních lokalitách bylo zaznamenáno vyšší množství organického půdního uhlíku než v říčních mokřadních lokalitách, a to jak v celkovém množství, tak i v podílu půdního uhlíku v organickém uhlíku (Bernal & Mitsch 2012).

V mokřadech dochází k dlouhodobému ukládání fosforu, jenž je kontrolováno půdní absorpcí a kumulací. Koloběh fosforu v mokřadech je kontrolován jak biotickými, tak abiotickými faktory (Vymazal 2017). Při zvýšené dostupnosti fosforu dochází k eutrofizaci mokřadu, vedoucí k destabilizaci systému (Kaštovská et al. 2012).

Kromě uvedených koloběhů, probíhají významně v mokřadech také koloběhy síry, železa a manganu, které jsou důležité pro mokřadní organismy, v případě síry dochází při nedostatku i k omezení růstu rostlin a živočichů (Mitsch & Gosselink 1993). Na cyklus síry a železa v mokřadech jsou vázány skupiny mikrobů *Geobacter* spp., *Gallionellaceae* a *Anaeromyxobacter* spp. (Bonetti et al. 2021). V cyklu síry se objevují sírany, které se významně podílejí na methanogenezi v mokřadech, ve sladkovodních je ale jejich koncentrace výrazně nižší než u pobřežních mokřadů (Segarra et al. 2014).

### 3 Obnova a monitoring mokřadů

#### 3.1 Obnova mokřadů

K obnově mokřadů v dnešní době dochází kvůli navrácení jejich nezastupitelných funkcí v krajině, do kterých patří hlavně retence vody, která zmírňuje dopady sucha a povodní (Mitsch & Gosselink 1993; LIFE for MIREs 2022). Od 18. století došlo k výraznému zvýšení citelného tepla v krajině, které je spojováno s degradací mokřadních biotopů (Pokorný et al. 2016). S obnovou mokřadů má spojitost různorodost druhů a růst rostlin pod stejnými podmínkami hydrologického vlivu (Ursino 2010). Odvodněná rašeliniště mají vyšší hladinu emisí, které uvolňují do atmosféry, u oxidu uhličitého je hodnota mezi 5-10 % veškerých antropogenních emisí oxidu uhličitého, proto je nutné alespoň jejich částečné zavodnění (Lin et al. 2022; Loisell & Gallego-Sala 2022).

Opětovné zaplavení se řadí k nejběžnějším metodám obnovy mokřadů (Urbanová & Bárta 2020). Má protierozní vliv a je převážně určen pro obnovu vodního stavu mokřadů (Rowland et al. 2021). Při opětovném zaplavení voda zabraňuje demineralizaci organické hmoty v degradovaných mokřadech, zároveň také dochází k úbytku emisí oxidu uhličitého a oxidu dusného z mokřadů, negativně se však zaplavení projevuje v tvorbě emisí metanu vlivem nárůstu metanogenních mikroorganismů (Urbanová & Bárta 2020; Böttcher et al. 2021; Ziegler et al. 2021; Kreyling et al. 2021; Lin et al. 2022). Opětovné zaplavení má pozitivní vliv na úroveň biodiverzity (Kreyling et al. 2021). Evropské země mají snahu o návrat mokřadních biotopů pomocí zahrazování a rušení odvodňovacích systémů, do kterých patří odvodňovací stoky a strouhy (Swindles et al. 2019). Snížení drenážních ploch v mokřadech vede ke snížení elektrické vodivosti, vedoucí k snížení ztráty látek z mokřadních biotopů (Procházka et al. 2019). K opětovnému zaplavení došlo také při prvních revitalizačních zákrocích v rašeliništi Soumarský most na Šumavě, kde byly zablokovány odvodňovací příkopy, což umožnilo tvorbu záplavových území (Horn 2009).

K dalším podpůrným metodám mající pozitivní vliv na revitalizaci mokřadů patří zastínění, mulčování, reprofilace, sečení, aktivní revegetace, předepsané vypalování, odstranění náletových dřevin, instalace protierozních zábran nebo záměrná reintrodukce mokřadních druhů (Horn 2009; Rowland et al. 2021). I přes mnoho dostupných podpůrných možností není obnovení mokřadů jednoduché a jsou potřeba desítky až stovky let k dosažení původního stavu degradovaných mokřadů (Moreno Mateos et al. 2012).

### 3.2 Monitoring mokřadů

V dnešní době se využívá monitoringu v mokřadech pro získávání dat ohledně změn a stavu biotopu pro odhad budoucího vývoje (Murray et al. 2018; Sirin et al. 2020). Dlouhodobý monitoring mokřadů umožňuje získání informací o managementu, umožňující zhodnocení efektivity zásahu a výsledky do budoucna, které mohou ovlivnit celkovou situaci mokřadů (Mahdianpari et al. 2020). Monitoringem lze zaznamenat v mokřadech náhlé disturbance např. extrémní sucha a požáry (Large et al. 2007; Sirin et al. 2020). Pomocí monitoringu lze získat data úspěšnosti plánů obnovy nebo např. odlišení odvodněných mokřadů od mokřadů nedotčených (Bufková et al. 2010). Monitoring slouží také ke klasifikaci různých typů mokřadů, podle kterých lze určit jejich charakteristiku, důležitost ochrany atd. (Bhatnagar et al. 2021). Pomocí monitoringu lze měřit např. vegetační pokryv, přítomnost fauny, geomorfologické vlastnosti atd. (Kulich 2022). V NP Šumava jsou mokřady monitorovány ve faktorech: *„sledování vlivu antropogenních zásahů (odvodnění, eutrofizace), změny hydrologických a hydrochemických poměrů, rozklad organické hmoty, uvolňování uhlíku, vegetační změny nebo efektivita revitalizačních opatření“* (Křenová 2013). Monitoring lze podle způsobu získávání dat rozdělit na kontaktní a bezkontaktní, při kontaktním monitoringu jsou data zaznamenávána pomocí terénního průzkumu člověkem, zatímco při monitoringu bezkontaktním se využívá senzorů DPZ, které data sám identifikují a zaznamenávají. V dnešní době patří kontaktní monitoring k méně používaným typům monitoringu. Přesto se kontaktní monitoring v mokřadech v dnešní době používá pro botanické, zoologické nebo pedologické sledování (Trnka 2011). K bezkontaktním metodám mokřadů se řadí metody DPZ které jsou nejrozšířenějšími metodami pro monitoring mokřadů (Murray et al. 2018).

## 4 Metody DPZ pro hodnocení změn mokřadů

Hlavní náplní DPZ je pořizování a zpracování leteckých nebo družicových snímků, které jsou následně zpracovány přijímacími stanicemi a interpretovány nebo klasifikovány do tematických a topografických charakteristik objektů na snímku (Kadeřábková 2019). Společné je u veškerých metod DPZ bezkontaktní získávání dat o Zemi (Lee et al. 2020). Metody DPZ jsou jedním ze způsobů monitoringu mokřadů, které jsou výhodné, pokud se jedná o velikostně rozsáhlé mokřady, kvůli systematickému měření po delší dobu a hodnocení změn v čase (Ozesmi & Bauer 2002). Metody DPZ jsou dobře aplikovatelné na monitoring mokřadních biotopů i přes obtížnosti které mokřady představují pro měření např. nestálá hladina vody, neohrazené záplavové oblasti nebo někdy obtížně přístupné lokality (Lee et al. 2020). Metody

DPZ umožňují kvůli širokému, rychlému a opakovanému získávání dat mnohem dostupnější možnosti vědeckého poznání mokřadního biotopu v regionálním a mezinárodním měřítku (Harris et al. 2015). Metody DPZ poskytují nákladově účinná, levná a opakovaná data v reálném čase, která jsou aplikovatelná pro identifikaci a odlišení různých mokřadních typů (Amani 2018). Velmi účinná jsou také ve sledování krátkodobých a dlouhodobých změn v mokřadních biotopech (Klemas 2006). Využívání metod DPZ se za poslední desetiletí masivně rozrostlo, a to jak v počtu získaných dat, tak i množstvím zjišťovaných vlastností (Czapiewski & Szumińska 2022). DPZ lze aplikovat pomocí satelitu, letadla nebo UAS (Unmanned Aircraft Systems) do kterých se řadí např. drony (Kulich 2022; Pikl 2018; Kadeřábková 2019; Štrollerů 2021).

Metoda DPZ je využívána pro zjišťování mnoha faktorů v mokřadních biotopech např. hrubá primární produkce, klasifikace jednotlivých typů mokřadů, klasifikace vegetace, stav vegetace, odhady zdroje uhlíku a změna vodního režimu (Czapiewski & Szumińska 2022; Harris et al. 2015). Termální snímkování lze využít pro identifikaci změn teplotních vlastností mokřadu v důsledku poklesu hladiny podzemní vody (Procházka et al. 2019). Cole et al. (2014) pomocí DPZ monitorovali fenologický cyklus různých druhů rostlin a poměr mrtvé biomasy. Pomocí dat DPZ lze např. také levně a rychle vytvořit modely toku uhlíku v mokřadním biotopu (Lees et al. 2018). Kaplan et al. (2019) pomocí metod DPZ srovnali dynamiku různých typů mokřadů v Turecku. Kaplan & Avdan (2018) pomocí DPZ srovnávali různé typy mokřadů z hlediska tzv. NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) a teploty povrchu, obojí v sezónním srovnání. Dronova et al. (2021) vyhodnocovali ve 3 mokřadních oblastech kolikátého dne v roce začíná a končí období zelenání a senescence (proces stárnutí).

Jeden ze způsobů dělení metod DPZ je na optické, kde se získávají spektrální data, do kterých se řadí např. metoda LiDAR (Light Detection And Ranging), druhým typem metod je získávání dat pomocí radaru, kdy dochází k získávání dat pomocí mikrovln, zde je často využívána metoda SAR (Synthetic Aperture Radar) (Ozesmi & Bauer 2002).

Technologie metody LiDAR spočívá ve vysílání laserových paprsků na povrch, ze kterého se následně odrazí zpátky k senzoru, pomocí této metody lze dostat informaci o horizontální a vertikální délce povrchu nebo vegetace (Štrollerů 2021).

Podle techniky používané pro měření optických metod lze rozlišit DPZ na aktivní a pasivní (Pikl 2018; Kadeřábková 2019). Pikl (2018) považuje za aktivní metody DPZ: „*Měření intenzity odraženého záření a vzdálenosti sledovaného objektu na základě záření, které je*

*emitováno senzorem, šíří se známou rychlostí, odrazí se od sledovaného povrchu a je přijímáno zpět senzorem“*, za pasivní metodu měření pak: *„Měření intenzity záření o různé vlnové délce dopadajícího na čidla senzoru, přičemž zdrojem záření je další na senzoru nezávislý objekt, nejčastěji Slunce“*. Pasivní optické metody se podle měření dělí na multispektrální, které několik spektrálních pásem na sebe nenavazujících a hyperspektrální (spektroskopické), které mají mnoho úzkých spektrálních pásem na sebe navazujících (Pikl 2018).

Dalším způsobem dělení optických metod DPZ je na konvenční a nekonvenční (Kadeřábková 2019; Krátký 2022). U konvenčních metod je výsledným produktem fotografie v černobílém, nebo barevném provedení, zatímco u nekonvenčních metod se tvoří rastrové buňky pomocí metody řádkování (Krátký 2022).

Další data, využívaná pro monitoring mokřadů jsou získávána pomocí radaru, SAR je známá metoda v oblasti zobrazovacích radarů využívaná k monitoringu mokřadů (Dias & Banakar 2020). Je to aktivní senzor, který pokrývá široký rozsah zemského povrchu snímky s vysokým rozlišením, důležitou roli mají tzv. datové formáty, které pomáhají při identifikaci pozemských objektů (Dias & Banakar 2020). SAR je oblíbená metoda, protože může poskytovat jemné rozlišení v rozměrech dosahu i v rozměrech příčného dosahu, snímky jsou na bázi postupných algoritmů zpracování signálu nazývané komprese dosahu a komprese azimutu (Özdemir 2012). Další výhodou analýzy SAR je dostupnost dat v noci a při zhoršených povětrnostních podmínkách (White et al. 2015).

LiDAR a SAR systémy mají společnou charakteristiku v přenosu signálu následně přijímaného senzorem, rozdílem je však fenomenologie rozptylu, kdy se u systému LiDAR využívá vlnových délek, zachycujících světlo optickým senzorem než v případě SAR, kde se využívá mikrovln (Edwards et al. 2013). Obě metody spektrální a radarové spolu dobře fungují a srovnání obou typů dat může posloužit k ještě lepšímu porozumění mokřadních vlastností (Kaplan et al. 2019).

## **5 Mokřady v NP Šumava**

Historický vývoj mokřadů na Šumavě zaznamenal četné změny začínající táním ledovce v posledním pozdním glaciálu, později vlivem klimatických změn došlo k invazi dalších rostlinných druhů až po využívání krajiny člověkem (Svitavská Svobodová & Janský 2021).



Na Šumavě byl zaznamenán pomocí pylových indikátorů a údajích z dřevěného uhlí významný antropogenní vliv na krajinu včetně mokřadů již v období mezolitu (Kozáková et al. 2021).

Národní park Šumava je celkově tvořen z 10 % rašeliništním biotopem a dalších 21 % parku utvářejí ostatní druhy mokřadů, což je dohromady více než 20 000 hektarů (Bufková 2014). V NP Šumava se nachází vlhké a chladné mokřadní oblasti, odpovídající ombrotrofním i minerotrofním typům (Rybníček et al. 2017). Na Šumavě se vyskytuje mnoho typů mokřadních biotopů, nerašelinné mokřady jsou zde zastoupeny podmáčenými smrčínami, lesními i lučními prameništi, mokřadními vrbinami, mokřými loukami nebo zaplavenými nivami řek s tůněmi a vysokými rákosinami (LIFE for MIREs 2022). Šumavské mokřady jsou přibližně v 70 % dotčeny předešlým odvodněním pro šíření lesnictví, zemědělství a těžbu rašeliny, to se projevilo narušením vodního režimu (Bufková et al. 2010). Některá mokřadní území dodnes nemají efektivní způsob managementu např. u záplavového území toku Hučina nedošlo k žádnému managementu pravděpodobně od konce II. světové války (Bojková et al. 2015).

K rašeliništním biotopům, zastoupeným na Šumavě patří vrchoviště, rašelinná jezírka, rašelinné smrčiny a bažinaté rašelinné louky s porosty nízkých ostric (LIFE for MIREs 2022). Šumavská rašeliniště jsou jedním ze 14 území zařazených do seznam mokřadů mezinárodního významu za Českou republiku, jež spravuje Ramsarská úmluva (Ministerstvo životního prostředí 2023). K nejrozsáhlejším rašeliništím, která byla intenzivně odvodňována patří Soumarské rašeliniště, u kterého docházelo k intenzivní těžbě rašeliny už od 60. let, zároveň je jediným rašeliništěm na Šumavě, u kterého docházelo k průmyslové těžbě (Bufková 2008; Mackovčín 2005). Bufková (2008) rozdělila topograficky rašeliniště NP Šumava do 6 rašeliništních komplexů, odlišujících se od sebe přítomnými typy rašelinišť. Do těchto komplexů patří: Kochánovské pláně, Modravské slatě, Kvildské pláně, Slatě na Vydřím potoce, Knížecí pláně – Strážný a Hornovltavský luh.

## 6 Návrh projektu

### 6.1 Název projektu

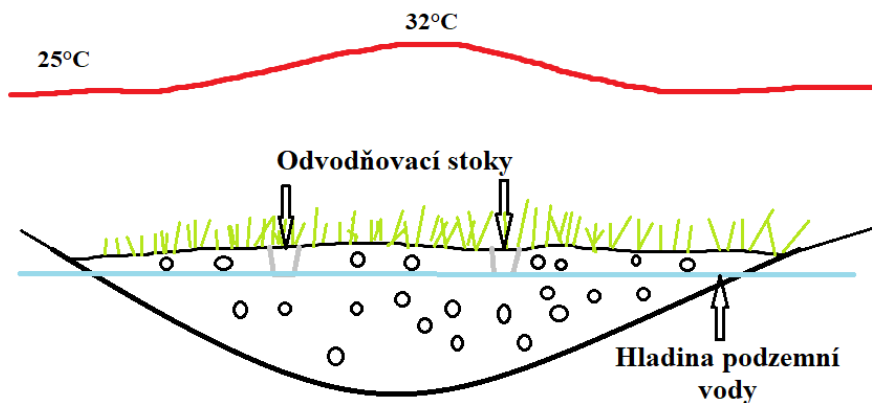
Teplotní monitoring mokřadních ekosystémů Dobrovodské louky před a po jejich revitalizaci

### 6.2 Cíle projektu

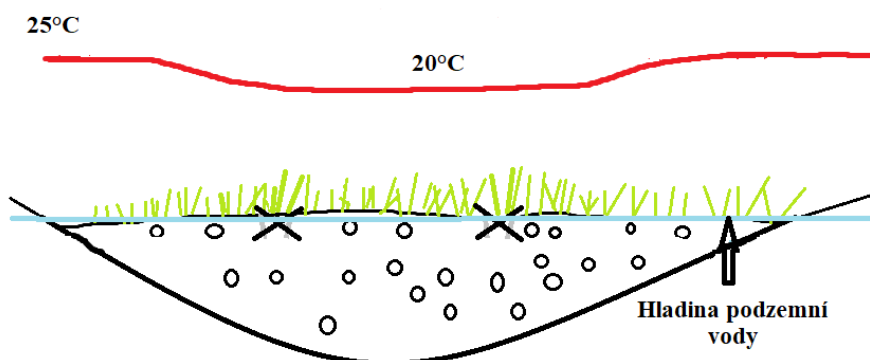
Hodnocení teplotních změn před a po revitalizaci mokřadu Dobrovodské louky.

### 6.3 Hypotéza

Zvýšení hladiny podzemní vody povede ke snížení teploty mokřadu.



Obr. 1: Schéma očekávaného vlivu degradovaného mokřadu na změnu teploty. Kde se předpokládá, že snížená hladina podzemní vody má dopad na zvýšení teploty v oblasti degradovaného mokřadu.



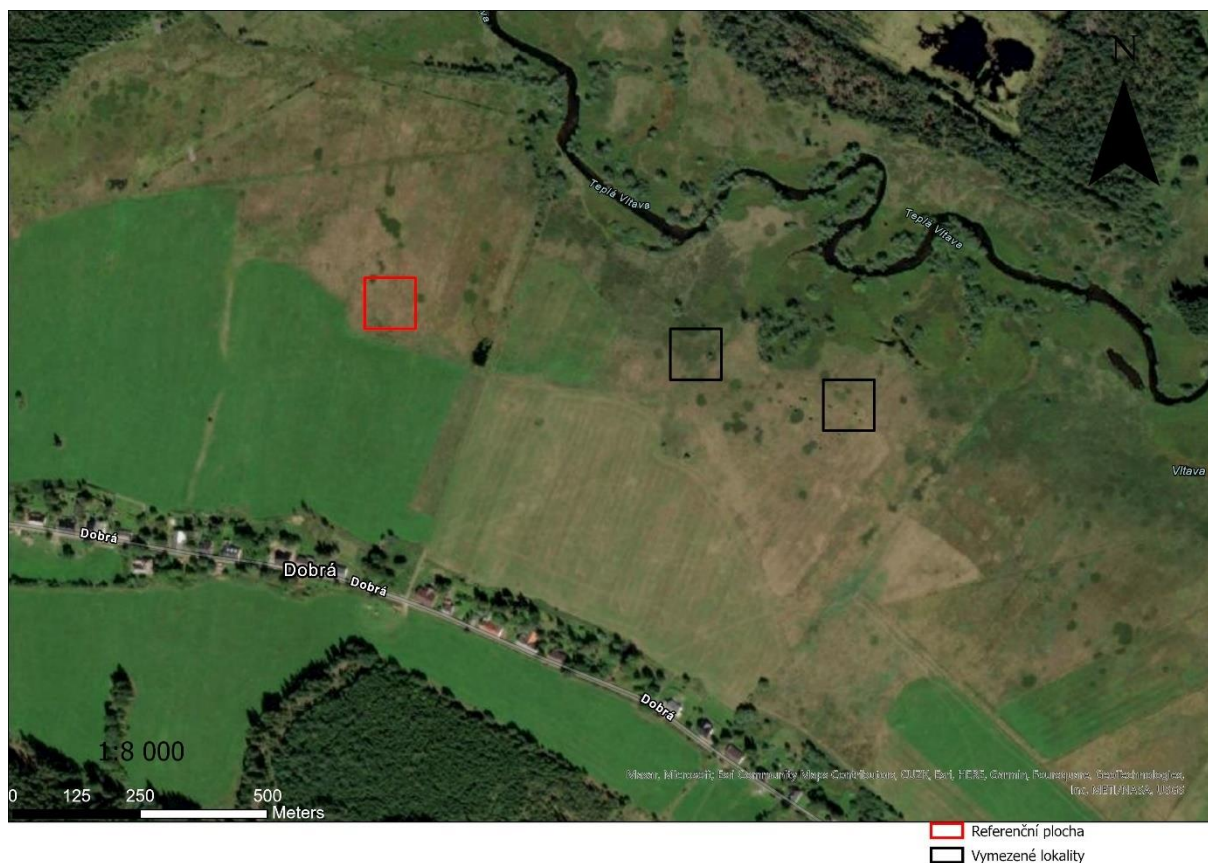
Obr. 2: Schéma očekávaného vlivu revitalizovaného mokřadu na změnu teploty. Kde se předpokládá, že vlivem odstraněných odvodňovacích stok se zvýší hladina podzemní vody, která bude mít dopad a snížení teploty v oblasti revitalizovaného mokřadu.

## 6.4 Úvod projektu

Šumavské mokřady, a především rašeliniště byly vystaveny v minulém století intenzivní degradaci pro ekonomické využití, mezi které patřily hlavně těžba rašeliny, podpora růstu lesa a snaha přeměny luk na ornou půdu. K degradaci docházelo převážně stavbou drenážních systémů, které odvodňovaly široká mokřadní území. Výrazný vliv na rašeliništích měla těžba rašeliny, která se stávala významným energetickým zdrojem (Žáček 2017). Takové zásahy vedly ke snížení retenční kapacity a zvýšení teplotních extrémů v mokřadech. V dnešní době se o degradované mokřady a jejich revitalizaci zajímají různé instituce. Např. LIFE for MIREs je projekt na kterém se podílí celkem 4 instituce z České republiky a Německa (NP Šumava, NATIONALPARK Bayerischer Wald, BUND Naturschutz in Bayern e.V. a Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. Projekt má 3 hlavní cíle: „1. Přeshraniční obnova rašelinišť, mokřadů a přírodního vodního režimu, 2. zlepšení stavu biotopu pro tetřívka obecného a 3. Zapojení veřejnosti do obnovy rašelinišť a zvýšení informovanosti o mokřadech a jejich významu pro vodní režim v krajině včetně zmírnění dopadu klimatické změny” (LIFE for MIREs 2022). Revitalizace mokřadních ploch povede k navrácení jejich původních funkcí. Efektivnější zhodnocení revitalizace v dnešní době je možné díky metodám DPZ, kvůli tomu je možné vyhodnocovat účinek zavedených revitalizací pomocí termálních a spektrálních senzorů, které následně vyhodnocují dané parametry a dnes již zároveň umí zpracovat hrubé výsledky měření do souvislostí.

## 6.5 Lokalita experimentu

Experiment se uskuteční v na lokalitě Dobrovodské louky. Mokřad Dobrovodské louky je otevřené údolí s vlhkými rašelinnými loukami nacházející se v NP Šumava v oblasti Hornovltavského luhu (Buřková 2008; LIFE for MIREs 2022). Lokalita leží na hranici obcí Stožec a Volary podél Teplé Vltavy (východ – severovýchod), v blízkosti lokality jsou dále: Soumarské rašeliniště (severozápad), osada Dobrá na Šumavě (západ) a rašeliniště Mrtvý luh (jihovýchod). Nadmořská výška lokality je 750 m. Roční úhrn srážek v NP Šumava se pohybuje mezi 800 – 1 600 mm (Jačková & Romportl 2012). Vegetace je na lokalitě tvořena převážně ostřicí třeslicovitou (*Carex brizoides*), dalšími významnými rostlinami pro tuto lokalitu jsou: kosatec sibiřský (*Iris sibirica*), jirnice modrá (*Polemonium caeruleum*), bukvice lékařská (*Betonica officinalis*), tavolník vrbolistý (*Spiraea salicifolia*), bezkolenek modrý (*Molinia caerulea*) a ostřice Buekova (*Carex buekii*). Lokalita je významná výskytem ohroženého tetřívka obecného (*Lyrurus tetrix*) (LIFE for MIREs 2022).



Obr. 3: Umístění experimentu na lokalitě Dobrovodské louky.

## 6.6 Návrh experimentu

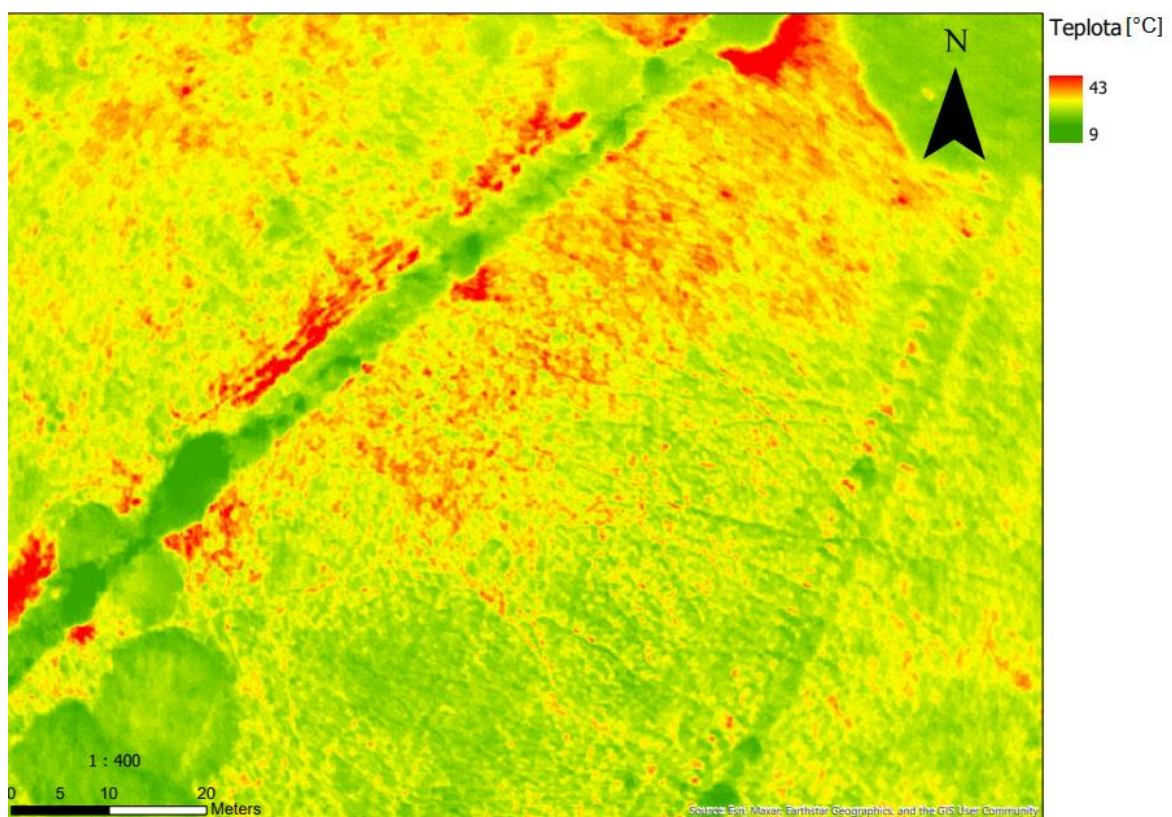
Návrhem experimentu monitoring metodou snímání teplotních dat pomocí termovizní kamery. Kromě snímání termovizní kamerou se bude zaznamenávat hladina vody na území pomocí hydrostatického digitálního hladinoměru DIT 10, díky tomu bude možné zhodnotit účinnost revitalizace.

Snímání bude probíhat pomocí dronu ve výšce 100 metrů. Pro monitoring jsou vybrány 2 vymezené lokality a 1 referenční plocha všechny o rozměru 1 hektaru. Lokality budou změřeny poprvé ještě před revitalizací a dále pak každý rok po revitalizaci po dobu pěti let. Monitoringem bude pověřena kvalifikovaná osoba s potřebným vybavením pro snímání teplotních dat, díky tomu nebude potřeba zařadit do nákladů koupi dronu. Výstupem budou termovizní data (viz obr. 4 a 5) a data o změřené hloubce vody v mokřadu. Výsledná data budou vyhodnocena pomocí metody analýzy variance (ANOVA).

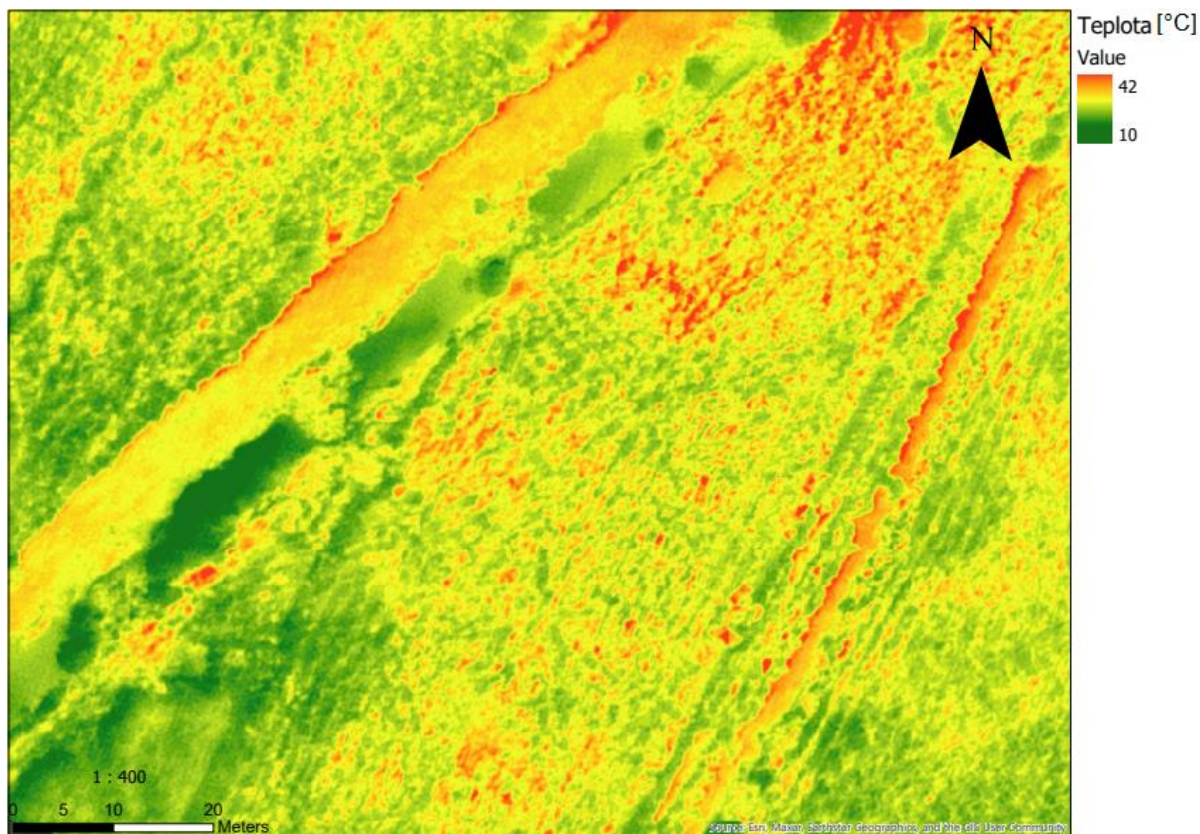
Výsledky experimentu poslouží k zjištění, zda byl způsob revitalizace Dobrovodských luk účinný. Výsledky budou publikovány a mohou dále posloužit jako předloha pro revitalizace dalších mokřadních oblastí s podobnými parametry.



Obr. 4: Podkladová mapa termovizního snímkování na lokalitě Dobrovodské louky.



Obr. 5: Ilustrační termovizní snímek na lokalitě Dobrovodské louky, zaznamenaný před revitalizací mokřadu (4. 9. 2019).



Obr. 6: Ilustrační termovizní snímek na lokalitě Dobrovodské louky, zaznamenaný po revitalizaci mokřadu (1. 6. 2022).

### 6.7 Parametry vybavení:

Termovizní kamera, určená pro tento projekt bude model Wiris PRO s rozlišením 640 x 512 pixelů, při vysokém rozlišení 1266 x 1010 pixelů, zlepšením nativního rozlišení 1,3 megapixelu a přesností  $\pm 2\%$  nebo  $\pm 2^\circ\text{C}$ .

Pro měření hladiny podzemní vody bude využíván hydrostatický digitální hladinoměr DIT 10 s rozsahem měření 0-400 mbar, přesností  $\pm 1,5\%$  FSO (Full Scale Output) a rozsahem provozních teplot  $-5$  až  $+70^\circ\text{C}$ .

## 6.8 Časový harmonogram

Tab. 2: Časový harmonogram navrhovaného projektu

	2023	2024	2025	2026	2027	2028
Instalace hladinoměrů	Srpen	-	-	-	-	-
Snímání teplotních dat	Září	Červen, září	Červen, září	Červen, září	Červen, září	Červen
Měření hladiny vody	Září	Červen, září	Červen, září	Červen, září	Červen, září	Červen
Vyhodnocení	-	-	-	-	-	Červenec
Sepsání závěrečné zprávy	-	-	-	-	-	Červenec
Publikace	-	-	-	-	-	Srpen

V srpnu dojde k instalaci hladinoměrů na vybraných lokalitách. Snímání teplotních dat a odečet hladiny podzemní vody bude probíhat vždy v červnu (začátek vegetačního období) a září (pozdní vegetační období). Přesný den monitoringu a odečtu vodní hladiny se bude odvíjet od počasí, nezbytné je slunečné počasí beze srážek. Měřit se bude minimálně 3 dny po větších srážkách, aby nedošlo k ovlivnění výsledků. V daném dni se bude měřit v čase od 10:00 až 16:00. Snímání a odečet bude končit v červnu roku 2028. Následovat bude vyhodnocení výsledků, sepsání závěrečné zprávy a příprava pro publikaci do časopisu Silva Gabreta.

## 6.9 Rozpočet

Tab. 3: Rozpočet, potřebný pro realizaci projektu.

Věcné náklady	Požadováno (v Kč)
Drobný dlouhodobý hmotný majetek	33 000
Drobný dlouhodobý nehmotný majetek	0
Služby	142 000
Cestovní náklady	10 000
Režijní náklady	28 000
Celkem	213 000

Drobný dlouhodobý hmotný majetek zahrnuje koupi 3 ks hydrostatického digitálního hladinoměru DIT 10 pro měření hladiny vody (11 000 Kč za kus). Do služeb jsou zahrnuty jednorázové odměny za provedení jednodenního snímkování oblastí v hodnotě 5 000 Kč za den, zapůjčení kamery v hodnotě 9 000 Kč za den a instalace hladinoměrů v hodnotě 2 000 Kč. V cestovních nákladech jsou zahrnuty cesty automobilem pro dopravu na lokality.

## **Závěr**

Mokřady jsou velmi důležitou a nezastupitelnou složkou naší krajiny, která má mnoho důležitých funkcí, poskytující protipovodňovou ochranu i ochranu proti suchu. Kromě toho reguluje množství skleníkových plynů v atmosféře jejich zadržováním. Důležitost obnovení mokřadů roste s dnešní situací globálního oteplování, projevující se vyšší teplotou a suchem v krajině. Nejdůležitější způsob obnovy degradovaných mokřadů je zablokování drenážních systémů, které způsobují snížení hladiny podzemní vody v mokřadech. Pomocí snímání teplotních dat pak lze vyhodnotit účinnost takovýchto zásahů, které by se měly projevit snížením teploty v mokřadu z důvodu pohlcení energie slunečního záření vodou, které by jinak ohřálo povrch suchého podkladu. Na revitalizaci mokřadů se podílí také projekt LIFE for MIREs, operující na území NP Šumava s cílem obnovení degradovaných mokřadů Šumavské krajiny, jejichž obnova sníží intenzitu sucha a disturbance s nima spojené.

## **Použitá literatura**

AMANI, M., 2018: Combination of Optical and SAR Remote Sensing Data for Wetland Mapping and Monitoring. Memorial University of Newfoundland. St. John's, Newfoundland. 299 p. [10.13140/RG.2.2.28568.14084](https://doi.org/10.13140/RG.2.2.28568.14084)

ARDÓN, M., MONTANARI, S., MORSE, J., DOYLE, M., BERNHARDT, E., 2010: Phosphorus export from a restored wetland ecosystem in response to natural and experimental hydrologic fluctuations. *Journal of Geophysical Research*. Vol. 115, 12 p. doi: <https://doi.org/10.1029/2009JG001169>

BERNAL, B., MITSCH, W. J., 2012: Comparing carbon sequestration in temperate freshwater wetland communities. *Global Change Biology*. Vol. 18, p. 1636-1647. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02619.x>



BHATNAGAR, S., GILL, L., REGAN, S., WALDREN, S., GHOSH, B., 2021: A nested drone-satellite approach to monitoring the ecological conditions of wetlands. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*. Vol. 174, p. 151-165. doi: <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2021.01.012>

BOJKOVÁ, J., ČÍŽKOVÁ, H., KUČEROVÁ, A., RÁDKOVÁ, V., SOLDÁN, T., SVIDENSKÝ, R., VRBA, J., 2015: Monitoring of the restored streams in the Vltavský Luh, Šumava National Park. *Silva Gabreta*. Vol. 21(1), p. 73-79

BONETTI, G., TREVATHAN-TACKETT, S. M., HEBERT, N., CARNELL, P. E., MACREADIE, P. I., 2021: Microbial community dynamics behind major release of methane in constructed wetlands. *Applied Soil Ecology*. Vol. 167(104163). doi: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.104163>

BÖTTCHER, H., REISE, J., ZELL-ZIEGLER, C., LISTE, V., FRELIH-LARSEN, A., HERB, I., 2021: Options for Strengthening Natural Carbon Sinks and Reducing Land Use Emissions in the EU. *Öko-Institut e.V.* 66 p.

BROM, J.; POKORNÝ, Hydrologie vodních mokřadů, vodní cyklus a klima. In: ČÍŽKOVÁ, H., et al, 2017: *Mokřady: Ekologie, ochrana a udržitelné využívání*. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. České Budějovice. 630 s.

BUFKOVÁ, I., II. Rašeliniště v šumavské krajině. In: SPITZER, K.; BUFKOVÁ, I., 2008: *Šumavská rašeliniště*. Správa Národního parku a Chráněné krajinné oblasti Šumava. 203 s.

BUFKOVÁ, I., STÍBAL, F., MIKULÁŠKOVÁ, E., 2010: Restoration of Drained Mires in the Šumava National Park, Czech Republic. *Restoration of Lakes, Streams, Floodplains, and Bogs in Europe*. p. 331-354. doi: [https://doi.org/10.1007/978-90-481-9265-6\\_16](https://doi.org/10.1007/978-90-481-9265-6_16)

BUFKOVÁ, I., KŘENOVÁ, Z., BASTL, M., 2021: Ten years of changes in hydrology and vegetation in montane mires of temperate zone in Central Europe (Šumava National Park). *Silva Gabreta*. Vol. 27. p. 17-48

COLE, B., MCMORROW, J., EVANS, M., 2014: Spectral monitoring of moorland plant phenology to identify a temporal window for hyperspectral remote sensing of peatland. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*. Vol. 90, p. 49-58 doi: <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2014.01.010>

COSTA, G., AUBERT, G., 2022: Nature restoration: Contributions to tackling climate change. Institute for European Environmental Policy

CZAPIEWSKI, S., SZUMIŃSKA, D., 2022: An Overview of Remote Sensing Data Applications in Peatland Research Based on Works from the Period 2010-2021. Land. Vol. 11(1), 24 p. doi: <https://doi.org/10.3390/land11010024>

DIAS, P. F., BANAKAR, R. M., 2020: Synthetic Aperture Radar Data Formats. In: ICICCT 2019- System Reliability, Quality Control, Safety, Maintenance and Management. doi: [10.1007/978-981-13-8461-5\\_44](https://doi.org/10.1007/978-981-13-8461-5_44)

DOLEŽAL, T., 2020: Hydrologická funkce horských vrchovišť a vlastnosti rašelinných vod v pramenné oblasti Vydry. Univerzita Karlova. Praha. 164 s.

DOLEŽAL, T., VLČEK, L., KOCUM, J., JANSKÝ, B., 2020: Influence of vegetation on groundwater level dynamics and calculation of retention ability of peat bog Rokytecká slat', Šumava Mountains. Journals Mires and Peat. In: DOLEŽAL, T., 2020: Hydrologická funkce horských vrchovišť a vlastnosti rašelinných vod v pramenné oblasti Vydry. Univerzita Karlova. Praha. 164 s.

DRONOVA, I., TADDEO, S., HEMES, K. S., KNOX, S. H., VALACH, A., OIKAWA, P. Y., KASAK, K., BALDOCCHI, D. D., 2021: Remotely sensed phenological heterogeneity of restored wetlands: linking vegetation structure and function. Agricultural and Forest Meteorology. Vol. 296(108215). doi: <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2020.108215>

EDWARDS, M. C., ZAUGG, E. C., BRADLEY, J. P., BOWDEN, R. D., 2013: SAR and LIDAR fusion: experiments and applications. Proceedings of the SPIE. Vol. 8714, 8 p. doi: [10.1117/12.2014539](https://doi.org/10.1117/12.2014539)

EISELTOVÁ, M., 2018: Význam mokřadů v zemědělské krajině. Výzkumný ústav rostlinné výroby.

FILIPOVÁ, M., 2014: Vliv faktorů prostředí na rychlost dekompozice celulózy ve vybraných mokřadech. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. České Budějovice. 62 s.

GRAZIE, F. M., D., GILL, L., 2022: Review of the Ecosystem Services of Temperate Wetlands and Their Valuation Tools. Water. Vol. 14 (9): 1345. doi: <https://doi.org/10.3390/w14091345>

HARRIS, A., CHARNOCK, R., LUCAS, R. M., 2015: Hyperspectral remote sensing of peatland floristic gradients. *Remote Sensing of Environment*. Vol. 162, 99-111 p. doi: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.01.029>

HORN, P., 2009: Ekologie rašelinišť na Šumavě. Katedra biologie ekosystémů, Přírodovědecká fakulta, Jihočeská Univerzita. České Budějovice. 98 s.

CHEN, M., CHANG, L., ZHANG, J., GUO, F., VYMAZAL, J., HE, Q., CHEN, Y., 2020: Global nitrogen input on wetland ecosystem: The driving mechanism of soil labile carbon and nitrogen on greenhouse gas emissions. *Environmental Science and Ecotechnology*. Vol. 4, 100063. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ese.2020.100063>

CHYTIL, J., TURNOŇOVÁ, D., Biodiverzita mokřadů. In: ČÍŽKOVÁ, H., et al, 2017: Mokřady: Ekologie, ochrana a udržitelné využívání. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. České Budějovice. 630 s.

CHYTRÝ, M., KUČERA T., KOČÍ, M., GRULICH, V., LUSTYK P., 2010: Katalog biotopů České republiky. AOPK ČR. Praha

JAČKOVÁ, K., ROMPORTL, D., 2012: The Relationship Between Geodiversity and Habitat Richness in Šumava National Park and Křivoklátsko PLA (Czech Republic): A Quantitative Analysis Approach. *Journal of Landscape Ecology*, Vol. 1(1), p. 23-28. doi: <https://doi.org/10.2478/v10285-012-0003-6>

JOOSTEN, H., 2015: Peatlands, climate change mitigation and biodiversity conservation. Nordic Council of Ministers. 9 p.

KADEŘÁBKOVÁ, T., 2019: Identifikace potenciálně vhodných habitatů pro výskyt sysla obecného (*Spermophilus citellus*) s využitím dálkového průzkumu Země. Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova v Praze. Praha. 99 s.

KAPLAN, G., AVDAN, U., 2018: Monthly Analysis of Wetlands Dynamics Using Remote Sensing Data. *International Journal of Geo-Information*. Vol. 7(10), 20 p. doi: [10.3390/ijgi7100411](https://doi.org/10.3390/ijgi7100411)

KAPLAN, G., AVDAN, Z. Y., AVDAN, U., 2019: Mapping and Monitoring Wetland Dynamics Using Thermal, Optical, and SAR Remote Sensing Data. *Wetlands*. 6, 87-107 p. doi: [10.5772/intechopen.80264](https://doi.org/10.5772/intechopen.80264)

KAŠTOVSKÁ, E., PICEK, T., BÁRTA, J., MACH, J., CAJTHAML, T., EDWARDS, K., 2012: Nutrient addition retards and decomposition and C immobilization in two wet grasslands. *Hydrobiologia* 692, 67-81. doi: <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1017-0>

KLEMAS, V., 2006: Remote Sensing of Coastal Wetlands and Estuaries. American Society of Limnology and Oceanography Meeting

KLIMOVIČOVÁ, L., 2012: Dekompozice nadzemní biomasy travinného mokřadního porostu. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. České Budějovice. 64 s.

KOZÁKOVÁ, R., BOBEK, P., DRESLEROVÁ, D., ABRAHAM, V., SVOBODOVÁ-SVITAVSKÁ, H., 2021: The prehistory and early history of the Šumava Mountains (Czech Republic) as seen through anthropogenic pollen indicators and charcoal data. *The Holocene*. Vol. 31(1), p. 145-159. doi: <https://doi.org/10.5281/zenodo.4003469>

KRÁTKÝ, M., 2022: Využití snímků z bezpilotních prostředků pro detekci změn v okolí malých vodních ploch. Fakulta ekonomicko-správní, Univerzita Pardubice. Pardubice. 74 s.

KREYLING, J., TANNEBERGER, F., JANSEN, F., VA DER LINDEN, S., AGGENBACH, C., BLÜML, V., COUWENBERG, J., EMSENS, W-J, JOOSTEN, H., KLIMKOWSKA, A., KOTOWSKI, W., KOZUB, L., LENNARTZ, B., LICZNER, Y., LIU, H., MICHAELIS, D., OEHMKE, C., PARAKENINGS, K., PLEYL, E., POYDA, A., RAABE, S., RÖHL, M., RÜCKER, C., SCHNEIDER, A., SCHRAUTZER, J., SCHRÖDER, C., SCHUG, F., SEEBER, E., THIEL, F., THIELE, S., TIEMEYER, B., TIMMERMANN, T., URICH, T., VAN DIGGELEN, R., VEGELIN, K., VERBRUGGEN, E., WILMKING, M., WRAGE-MÖNNIG, N., WOŁEJKO, L., ZAK, D., JURASINSKI, G., 2021: Rewetting does not return drained fen peatlands to their old selves. *Nature Communications*. 12(5693). doi: <https://doi.org/10.5061/dryad.08kpr532>

KŘENOVÁ, Z., 2013: “Jsou výzkum a přeshraniční spolupráce nadějí, nebo nechtěným břemenem NP Šumava?“. *Živa*. 5/2013, 42-45 s.

KULICH, A., 2022: Monitoring vegetace rašelinišť v Krkonoších s využitím dálkového průzkumu Země. Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova. Praha. 56 s.

LEE, H., YUAN, T., YU, H., JUNG, H. C., 2020: Interferometric SAR for Wetland Hydrology: An Overview of Methods, Challenges, and Trends. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Magazine*. Vol. 8(1), 120-135 p. doi: [10.1109/MGRS.2019.2958653](https://doi.org/10.1109/MGRS.2019.2958653)

LEES, K. J., QUAIFFE, T., ARTZ, R. R. E., KHOMNIK, M., CLARK, J. M., 2018: Potential for using remote sensing to estimate carbon fluxes across northern peatlands – A review. *Science of The Total Environment*. Vol. 615(15), 857-874 p. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.103>

LIN, F., ZUO, H., MA, X., MA, L., 2022: Comprehensive assessment of nitrous oxide emissions and mitigation potentials across European peatlands. *Environmental pollution*. 301, 119041. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119041>

LOISEL, J., GALLEGOS-SALA, A., 2022: Ecological resilience of restored peatlands to climate change. *Communications Earth & Environment*. Vol. 3(208). doi: <https://doi.org/10.1038/s43247-022-00547-x>

LOVECKÁ, P., 2020: Teplotní stabilita prameništých ekosystémů a dopad klimatických změn. Masarykova univerzita, Ústav botaniky a zoologie. Brno. 43s.

MACKOVČIN, P., 2005: Management chráněných území v České republice. *Život. Prost.* Vol. 39, no. 2, 67-71

MAHDIANPARI, M., JAFARZADEH, H., GRANGER, J. E., MOHAMMADIMANESH, F., BRISCO, B., SALEHI, B., HOMAYOUNI, S., WENG, Q., 2020: A large-scale change monitoring of wetlands using time series Landsat imagery on Google Earth Engine: a case study in Newfoundland. *GIScience & Remote Sensing*. Vol. 57(8), 1102-1124 p. doi: <https://doi.org/10.1080/15481603.2020.1846948>

MITSCHE, W.; GOSSELINK, J., 1993: *Wetlands* second edition. Van Nostrand, Reinhold. New York. 722 p.

MITSCHE, W.; GOSSELINK, J., 2015: *Wetlands* fifth edition. John Wiley & Sons. Hoboken. 752 p.

MORENO MATEOS, D., POWER, M., COMÍN, F. A., YOCKTENG, R., 2012: Structural and Functional Loss in Restored Wetland Ecosystems. *PLoS Biology*. Vol. 10(1): e1001247. doi: [10.1371/journal.pbio.1001247](https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001247)

MURRAY, N. J., KEITH, D. A., BLAND, L. M., FERRARI, R., LYONS, M. B., LUCAS, R., PETTORELLI, N., NICHOLSON, E., 2018: The role of satellite remote sensing in structured ecosystem risk assessment. *Science of The Total Environment*. 619-620, p. 249-257. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.034>

OZESMI, S. L., BAUER, M. E., 2002: Satellite remote sensing of wetlands. *Wetlands Ecology and Management*. Vol. 10, p. 381-402

ÖZDEMİR, C., 2012: Synthetic Aperture Radar. In: *Inverse Synthetic Aperture Radar Imaging with MATLAB Algorithms*. [10.1002/9781118178072.ch3](https://doi.org/10.1002/9781118178072.ch3)

PIKL, M., 2018: Hodnocení sekvestračního potenciálu vegetace/porostů rekultivovaných výsypek metodami DPZ. *Zemědělská fakulta, Jihočeská univerzita. Brno*. 115 s.

POKORNÝ, J., HESSLEROVÁ, P., HURYNA, H., HARPER, D., 2016: Indirect and Direct Thermodynamic Effects of Wetland Ecosystems on Climate. *Natural and Constructed Wetlands*, p. 91-108. doi: [https://doi.org/10.1007/978-3-319-38927-1\\_7](https://doi.org/10.1007/978-3-319-38927-1_7)

PROCHÁZKA, J., POKORNÝ, J., VÁCHA, A., NOVOTNÁ, K., KOBESOVÁ, M., 2019: Land cover effect on water discharge, matter losses and surface temperature: Results of 20 years monitoring in the Šumava Mts. *Ecological Engineering*. Vol. 127, p. 220-234. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.11.030>

REICHHOLF, J., 1998: Pevninské vody a mokřady: Ekologie evropských sladkých vod, luhů a bažin. *IKAR. Praha*. 223 s.

RICHTER, P., SKALOŠ, J., 2016: Sledování změn mokřadů v krajině nížin a pahorkatin České republiky 1843-2015. *Vodní hospodářství*. 66(8), s. 14-19

ROWLAND, J. A., BRACEY, C., MOORE, J. L., COOK, C. N., BRAGGE, P., WALSH, J. C., 2021: effectiveness of conservation interventions globally for degraded peatlands in cool-climate regions. *Biological Conservation*. Vol. 263(109327). doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109327>

RYBNÍČEK, K., NAVRÁTILOVÁ, J., BUFKOVÁ, I., KUČEROVÁ, A., 2017: Czech Republic. In: JOOSTE, H., TANNEBERGER, F., ASBJØRN, M., 2017: *Mires and peatlands of Europe*. Schweizerbart Science Publishers. Stuttgart. p. 340-351

SEGARRA, K. E. A., SCHUBOTZ, F., SAMARKIN, V., YOSHINAGA, M. Y. HINRICHS, K-U., JOYE, S. B., 2014: High rates of anaerobic methane oxidation in freshwater wetlands reduce potential atmospheric methane emissions. *Nature Communications*. Vol. 6(7477). doi: [10.1038/ncomms8477](https://doi.org/10.1038/ncomms8477)

SIRIN, A. A., MEDVEDEVA, M. A., MAKAROV, D. A., MASLOV, A. A., JOOSTEN, H., 2020: Multispectral satellite based monitoring of land cover change and associated fire

reduction after large-scale peatland rewetting following the 2010 peat fires in Moscow Region (Russia). *Ecological Engineering*. Vol. 158(106044). doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.106044>

SKUHRAVÝ, V., 2000: Rašeliniště v České republice. *Lesnická práce*. 79

SPITZER, K., I. rašeliniště jako ekologický fenomén. In: SPITZER, K.; BUFKOVÁ, I., 2008: Šumavská rašeliniště. *Správa Národního parku a Chráněné krajinné oblasti Šumava*. 203 s.

SWINDLES, G. T., MORRIS, P. J., MULLAN, D. J., PAYNE, R. J., ROLAND, T. P., AMESBURY, M. J., LAMENTOWICZ, M., TURNER, T. E., GALLEGO-SALA, A., SIM, T., BARR, I. D., BLAAUW, M., BLUNDELL, A., CHAMBERS, F. M., CHARMAN, D. J., FEURDEAN, A., GALLOWAY, J. M., GAŁKA, M., GREEN, S. M., KAJUKAŁO, K., KAROFELD, E., KORHOLA, A., LAMENTOWICZ, Ł., LANGDON, P., MARCISZ, K., MAUQUOY, D., MAZEI, Y. A., MCKEOWN, M. M., MITCHELL, E. A. D., NOVENKO, E., PLUNKETT, G., ROE, H. M., SCHONING, K., ÜLLE, S., TSYGANOV, A. N., VAN DER LINDEN, M., VÄLIRANTA, M., WARNER, B., 2019: Widespread dying of European peatlands in recent centuries. *Nature Geoscience*. Vol. 12(11), p. 922-928. doi: <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0462-z>

SVITAVSKÁ SVOBODOVÁ, H., JANSKÝ, B., 2021: Contribution to the European Pollen Database in Neotoma: a pollen diagram of Rokytecká slat' mire, Bohemian Forest/Šumava (Czech Republic). *Vegetation History and Archaeobotany*. Vol. 30, p. 831-834. doi: <https://doi.org/10.21233/5P8Z-HF61>.

ŠTROLLERŮ, A., 2021: Mapování vegetace Krkonošské tundry z multitemporálních lidarových dat. *Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova. Praha*. 78 s.

TANNEBERGER, F., BIRR, F., COUWENBERG, J., KAISER, M., LUTHARDT, V., NERGER, M., PFISTER, S. C., OPPERMANN, R., ZEITZ, J., BEYER, C., VAN DER LINDEN, S., WICHTMANN, W., NÄRMANN, F., 2022: Saving soil carbon, greenhouse gas emissions, biodiversity and the economy: paludiculture as sustainable land use option in German fen peatlands. *Regional Environmental Change*. Vol. 22(2), 16 p. doi: [10.1007/s10113-022-01900-8](https://doi.org/10.1007/s10113-022-01900-8)

TRNKA, T., 2011: Monitoring sukcese revitalizovaných mokřadů na Židlochovicku. *Geografický ústav, Přf MU, Kotlářská 2. Brno*. 101-107 s.

TUHÁČEK, F., 2021: Vliv vysychání mokřadů mírného pásu na diverzitu a početnost ptáků. Univerzita Karlova. Praha. 34 s.

URBANOVÁ, Z., BÁRTA, J., 2020: Recovery of methanogenic community and its activity in long-term drained peatlands after rewetting. *Ecological Engineering*. Vol. 150(105852). doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105852>

URSINO, N., 2010: Modeling biomass competition and invasion in a schematic wetland. *Water Resources Research*. Vol. 46(8), W08503. doi: <https://doi.org/10.1029/2009WR008280>

VAN CLEEMPUT, O., BOECKX, P., LINDGREN, P.-E., TONDERSKI, K., 2007: Denitrification in Wetlands. *Biology of the Nitrogen Cycle*: p. 359-367. <https://doi.org/10.1016/B978-044452857-5.50024-2>

VYMAZAL, J., Biogeochemické procesy v mokřadech. In: ČÍŽKOVÁ, H., et al, 2017: Mokřady: Ekologie, ochrana a udržitelné využívání. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. České Budějovice. 630 s.

WHITE, L., BRISCO, B., DABBOOR, M., SCHMITT, A., PRATT, A., 2015: A Collection of SAR Methodologies for Monitoring Wetlands. *Remote Sensing*. Vol. 7(6), p. 7615-7645. doi: <https://doi.org/10.3390/rs70607615>

WIEDER, R. K., VITT, D. H., 2006: Boreal peatland ecosystems. Springer Science & Business Media. Vol. 188, 8 p.

WIĘCŁAW, H., ŠUMBEROVÁ, K., BOSIACKA, B., HRIVNÁK, R., DAJDOK, Z., MESTERHÁZY, A., MINUZZO, C., MARTINETTO, E., KOOPMAN, J., 2019: Ecology, threats and conservation status of *Carex buekii* (Cyperaceae) in Central Europe. *Scientific Reports*. Vol. 9(11162). doi: <https://doi.org/10.1038/s41598-019-47563-0>

YUAN, Y., SHARP, S. J., MARTINA, J. P., ELGERSMA, K. J., CURRIE, W. S., 2021: Sustained-flux global warming potential driven by nitrogen inflow and hydroperiod in a model of Great Lakes coastal wetlands. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, Vol. 126. doi: <https://doi.org/10.1029/2021JG006242>

ZIEGLER, R., WICHTMANN, W., ABEL, S., KEMP, R., SIMARD, M., JOOSTEN, H., 2021: Wet peatland utilisation for climate protection – An international survey of paludiculture Innovation. *Cleaner Engineering and Technology*. Vol. 5(100305). doi: <https://doi.org/10.1016/j.clet.2021.100305>



ŽÁČEK, Z., 2017: Význam mokřadů pro biodiverzitu a vodní režim krajiny. Univerzita Tomáše Bati ve Zlíně. Zlín. 60 s.

## **Internetové zdroje**

BUFKOVÁ, I., 2014: Voda ztracená a vrácená aneb revitalizace mokřadů na Šumavě. Dostupné na:

[https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/news\\_160414\\_konference\\_voda\\_krajina/\\$FILE/2.6\\_I.BUFKOVA\\_NPSUMAVA\\_FIN.pdf](https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/news_160414_konference_voda_krajina/$FILE/2.6_I.BUFKOVA_NPSUMAVA_FIN.pdf) (citováno 20.2.2023)

Český svaz ochránců přírody, 2016: Mokřady pokladnice naší přírody. Dostupné na: [http://www.csop.cz/docs/up/letak\\_mokrady\\_final.pdf](http://www.csop.cz/docs/up/letak_mokrady_final.pdf) (citováno 4.3.2023)

Flora a fauna mokřadů, dostupné z: <http://www.priroda.cz/clanky.php?detail=447>

LIFE for MIREs Dostupné z: <https://life.npsumava.cz/o-vode-a-mokradech/o-rase-eistich/> (citováno 15.12.2022)

Ministerstvo životního prostředí, 2017: Světový den mokřadů: podívejte se, kde je najdete v České republice. Dostupné na: [https://www.mzp.cz/cz/news\\_170202\\_mokrady](https://www.mzp.cz/cz/news_170202_mokrady) (citováno 25.3.2023)

Ministerstvo životního prostředí, Ramsar Convention on Wetlands. Dostupné na: [https://www.mzp.cz/cz/ramsarska\\_umluva\\_o\\_mokradech](https://www.mzp.cz/cz/ramsarska_umluva_o_mokradech) (citováno 9.2.2023)

Ministerstvo životního prostředí: Ramsarská úmluva o mokřadech. Dostupné na: [https://www.mzp.cz/cz/ramsarska\\_umluva\\_o\\_mokradech](https://www.mzp.cz/cz/ramsarska_umluva_o_mokradech) (citováno 25.3.2023)

Naše voda, 2015: Mokřady v ČR: Mame jich 120 000 nebo jen necelých 40 000 hektarů?. Dostupné na: <https://www.nase-voda.cz/mokrady-cr-mame-jich-120-000-nebo-jen-necelych-40-000-hektaru/> (citováno 25.3.2023)

Ramsar Convention. What are wetlands?. Dostupné na:

<https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/info2007-01-e.pdf> (citováno 9.3.2023)