



Struktura výzkumné zprávy – RUR KA2_C – znalostní hub

Název: Udržitelný management krajiny

Manažerské shrnutí

Ústecký kraj patří dlouhodobě k nejvíce environmentálně zatíženým regionům České republiky a současně je jedním z nejzranitelnějších v kontextu klimatických změn. Ty zásadním způsobem ohrožují zemědělskou, lesní i ostatní krajinu. Klíčové problémy představují hydrologické extrémy – povodně, sucho, lokální záplavy – spolu s degradací zemědělské půdy (eroze, utužení, ztráta retenční kapacity) a extrémní fragmentací vlastnických vztahů. Tyto procesy urychlují odvodňování a vysychání území a vedou k narušení malého vodního cyklu. Výzkum je rozdělen do dvou hlavních částí: (1) adaptivní management vodního režimu zemědělské krajiny se zaměřením na časo-prostorovou diferenciaci rizik eroze a hydrologických extrémů, a (2) peněžní oceňování biotopů a ekosystémových služeb s využitím metod BVM a EWVM.

1. Adaptivní management vodního režimu a eroze půdy

Výzkum navrhuje dva přístupy k řízení vodního režimu zemědělské krajiny:

- **Časo-prostorová diferenciacie rizik** – detailní mapování a analýzy rizik eroze a hydrologických extrémů, které umožní cílenou alokaci finančních prostředků na vhodná „měkká“ (organizační, agrotechnická) i „tvrdá“ (biotechnická, technická) opatření.
- **Nízkonákladové retenční a protierozní prvky** – plošná implementace opatření (vsakovací pásy, průlehy, remízky, tůně) umístovaných zejména **na plochy zaniklých polních cest, remízků, bývalých rybníků a ramen vodních toků**. Tato opatření lze realizovat rychle a levně a mohou předcházet nebo doplňovat komplexní pozemkové úpravy.

Hlavním praktickým výstupem je **webová mapová aplikace**, která bude sloužit samosprávám a obcím při plánování adaptačních opatření a řízení vodního režimu krajiny.

2. Peněžní oceňování biotopů a ekosystémových služeb

Současně se projekt zaměřuje na schopnost hodnotit krajinu jako jednotný funkční celek poskytující životně důležité podpůrné a regulační služby. Za tímto účelem jsou představeny dvě netržní metody peněžního hodnocení přírody:

- **Biotopová metoda (BVM)** – umožňuje vyčíslit náklady na zachování, obnovu a ochranu biodiverzity.
- **Metoda Energie–voda–vegetace (EWVM)** – oceňuje klíčové podpůrné a regulační služby lesů a mokřadů a umožňuje kvantifikovat ekologické ztráty způsobené jejich degradací.

Aplikace těchto metod učí vnímat krajinu jako termodynamický systém toků a přeměn sluneční energie a poskytuje snadno aplikovatelné nástroje k peněžnímu vyjádření hodnot, které jsou pro udržitelný život obyvatel regionu zásadní a nenahraditelné, ale běžně opomíjené.

Společný rámec

Spojením prostorově podloženého hodnocení rizik eroze a hydrologických extrémů s peněžním oceňováním přírodních stanovišť a jejich ekosystémových procesů vzniká komplexní přístup, který reflektuje ekologické i socioekonomické souvislosti. Výsledky projektu poslouží jak obcím, tak i kraji co by vyššímu územnímu samosprávnému celku jako podklad pro informované, racionální rozhodování v oblasti územního plánování a řízení, adaptace na klimatickou změnu a dlouhodobé udržitelnosti krajiny Ústeckého kraje.



Executive summary

The Ústí nad Labem Region has long been one of the most environmentally burdened regions in the Czech Republic and is also among the most vulnerable in the context of climate change. These changes pose a fundamental threat to agricultural, forested, and other landscapes. Key challenges include hydrological extremes—floods, droughts, and local inundations—together with the degradation of agricultural land (erosion, compaction, loss of retention capacity) and the extreme fragmentation of land ownership. These processes accelerate drainage and desiccation of the territory and disrupt the small water cycle. The research is divided into two main parts: (1) adaptive management of the water regime in agricultural landscapes with a focus on spatio-temporal differentiation of erosion and hydrological risks, and (2) monetary valuation of biotopes (habitats) and ecosystem services using the BVM and EWVM methods.

1. Adaptive management of the water regime and soil erosion

The research proposes two approaches to managing the water regime of agricultural landscapes:

- **Spatio-temporal differentiation of risks** – detailed mapping and analysis of erosion and hydrological risks, enabling targeted allocation of financial resources to suitable “soft” (organizational, agrotechnical) and “hard” (biotechnical, technical) measures.
- **Low-cost retention and erosion control elements** – widespread implementation of measures (infiltration strips, grassed swales, shelterbelts, ponds) located primarily on areas of abandoned field roads, former hedgerows, ponds, and oxbows. These measures can be implemented quickly and cost-effectively and may precede or complement complex land consolidation.

The main practical output is a **web-based map application** that will support municipalities and local governments in planning adaptation measures and managing the water regime of the landscape.

2. Monetary valuation of biotopes and ecosystem services

At the same time, the project focuses on the ability to assess the landscape as a unified functional whole providing vital supporting and regulatory services. For this purpose, two non-market methods of monetary valuation of nature are introduced:

- **Biotope Valuation Method (BVM)** – enables quantification of the costs of preserving, restoring, and protecting biodiversity.
- **Energy–Water–Vegetation Method (EWVM)** – values key supporting and regulatory services of forests and wetlands and allows quantification of ecological losses resulting from their degradation.

The application of these methods promotes the perception of the landscape as a thermodynamic system of solar energy flows and transformations and provides tools for monetizing values that are essential and irreplaceable for sustainable human life, yet are often overlooked.

Integrated framework

Combining spatially explicit assessment of erosion and hydrological risks with the monetary valuation of natural habitats and their ecosystem processes, a comprehensive approach emerges that reflects both ecological and socio-economic contexts. The project’s results will serve both municipalities and region as higher territorial self-governing unit as a basis for informed, rational decision-making in spatial planning and management, climate change adaptation, and the long-term sustainability of the Ústí nad Labem Region’s landscape.



Klíčová slova: biotop, ekosystém, peněžní hodnota, podpůrné ekosystémové služby, klimatická změna, odvodňování krajiny, malý hydrologický cyklus, vlastnická fragmentace krajiny, pozemkové úpravy, vodní eroze, GIS, časo-prostorové analýzy

Key words: biotope, ecosystem, monetary value, supporting ecosystem services, climate change, landscape drainage, small water cycle, land ownership fragmentation, land consolidation, water erosion, GIS, spatio-temporal analyses

Seznam zkratk

PÚ - komplexní pozemkové úpravy

USLE - Univerzální rovnice ztráty půdy

RUSLE - Revidovaná univerzální rovnice ztráty půdy

Obsah

1. Úvod.....	4
2. Vazba tématu hodnocení a managementu krajiny na transformaci regionu	5
3. Současný stav poznání klimatické role krajiny a prostor pro inovace	9
4. Vlastní zpracování tématu, vlastní pojetí v kontextu transformace Ústeckého kraje	14
4.1. Analýzy.....	14
4.1.1. Ústecký region: analýza dlouhodobých antropogenních vlivů na hodnoty biotopů krajiny.....	14
4.1.2. Hodnocení ústeckého regionu ekosystémovou metodou Energie-voda-vegetace	19
4.1.3. Analýza fyzicko-geografických poměrů.....	21
4.2. Vlastní návrhy řešení.....	23
4.3. Praktická proveditelnost a udržitelnost metod hodnocení a managementu krajiny.....	27
5. Závěr	30
6. Seznam zdrojů.....	32
7. Přílohy.....	37
7.1. Příloha 1.....	38
7.2. Příloha 2.....	39
7.3. Příloha 3.....	42

Seznam příloh

V rámci příloh jsou uvedeny jednotlivé mapové výstupy, které budou součástí vytvářené webové mapové aplikace: www.management-krajiny-ul.cz. Pracovní verze aplikace bude připravena v září 2025. V průběhu roku 2026 budou doplněny jednotlivé mapové podklady a dílčí funkcionality aplikace. Aplikaci bude následně možné doplňovat a rozšiřovat dle připomínkování v rámci týmu nebo na základě zpětné vazby ze strany kraje. Návod na využití jednotlivých map a funkcionalit aplikace bude uveden v metodické příručce. Aplikace bude sloužit pro Ústecký kraj a jednotlivé obce pro management vodního režimu zemědělské krajiny. Cílem je vytvořit flexibilní systém, který bude schopen reagovat na klimatické výzvy s větší rychlostí a efektivitou než v současnosti dostupné nástroje.



1. Úvod

„Lesy předcházejí lidem, pouště je následují“
Francois René de Chateaubriand (1768-1848)

Život na Zemi od svého vzniku před téměř čtyřmi miliardami let se rozvíjel a nadále rozvíjí ve velmi těsné součinnosti živých organismů s neživými složkami svého životního prostředí. Už A. Humboldt v první polovině 19. st. naznačil existenci jednotné oživené planety Země jako výslednice společné koevoluce živých organismů rostlin a živočichů, klimatu a zemské kůry. Ve vědě panuje shoda, že postupné sukcesní procesy v živých autotrofních ekosystémech zelené vegetace probíhají v dlouhých časových dimenzích pod vlivem přicházející sluneční energie samoorganizovaně, tj. nezávisle na lidech (Prigogine, Stengersová 2001).

Nejzřetelněji byl funkční koncept oživené Země (teorie Gaia) jako jednotný systém přijat v r. 2001 na klimatologické konferenci v Amsterdamu deklarací: „Systém Země se chová jako jednotný, seberegulující systém, zahrnující fyzikální, chemické, biologické a lidské části“ (Amsterdam_Declaration 2001). Teplotní a vláhová (či vodozádržná) regulace přitom patří mezi systémové (tzv. emergentní) vlastnosti živých autotrofních ekosystémů, plynoucí ze živého systému jako celku a nikoli z jeho částí. Klimatické změny jsou organickou součástí historie vývoje života na Zemi. Jeden z nejvýznamnějších důkazů přirozeného cyklického vývoje klimatu Země v posledním přibližně půlmiliónu let poskytly koncem 20. století výsledky z ledovcových analýz (Petit et al. 1999).

Ledovcové záznamy vývoje CO₂ a teplot ukázaly silnou korelaci, avšak ve všech případech je CO₂ časově zpožděno až o několik století za změnami teplot (Veizer 2011). Zatímco ledovcové analýzy prokázaly závislost vývoje CO₂ na vývoji teplot jako příčiny klimatických změn, do globálních klimatických modelů byla výzkumnými skupinami IPCC zavedena opačná příčinná závislost, a to růst atmosférických koncentrací CO₂ jako příčina růstu globálních teplot. Konkrétně jde o kalibraci 100 ppm CO₂ = 1,6 W/m² = 0,8 °C (Veizer 2011). Vědci, kteří na tento rozpor v příčinách ukázali, např. naši mezinárodně známí krajaní prof. Petr Chýlek či prof. Ján Veizer, byli zařazeni na černou listinu klimaskeptiků. Proto globální klimatické modely s obrácenou příčinnou souvislostí oproti vědecky naměřeným údajům, nejsou mnoha odborníky považovány za spolehlivý nástroj předpovědi vývoje klimatu, nýbrž slouží jako vědecky nedoložený nástroj opakovaného strašení obyvatelstva katastrofickým budoucím klimatem.

Poznatky z nerovnovážné termodynamiky živých systémů zároveň prokázaly (Schneider, Sagan, 2005), že život na Zemi je organizován velmi pomalu rostoucím (patrným jen v dlouhém geologickém čase), cyklicky kolísajícím tokem sluneční energie a rostoucí efektivností jejich přeměn v rámci samoorganizovaných sukcesních procesů na kontinentech a ve vodách Země.

Tato výzkumná zpráva vykládá život na Zemi v kontextu nerovnovážné termodynamiky živých systémů, která ukazuje, že živé autotrofní organismy zeleně se udržují živými a produkují biomasu jen díky každodennímu příjmu externí energie slunečního záření a ukazuje mnohostrannou existenční závislost udržitelnosti lidí a dalších heterotrofních živočichů v regionu na výrazné obnově sítí klimaticky a biologicky nejúčinnějších ekosystémů lesů a mokřadů.

Po osmdesáti letech poválečné politiky intenzivního ekonomického růstu a drastického čerpání energetických zdrojů je Ústecký region a jeho živá krajina ve značné ekologické krizi a orgány územního plánování a řízení potřebují operativní a levné metody peněžního hodnocení jejich netržních přínosů, které usnadní racionální postup a kvantifikované optimalizace v nákladově úsporné obnově živé krajiny, její biodiverzity a základních životodárných podpůrných a regulačních služeb jejich ekosystémů.

Ke klíčovým environmentálním problémům spojeným s klimatickými změnami v Ústeckém kraji patří hydrologické extrémny - povodně a sucho, které jsou úzce spojené s degradací zemědělské půdy zejména půdní erozí (vodní, větrná i sněhová), utužením půdy, změnami krajinné struktury, odstraněním významných krajinných prvků, extrémní vlastnickou fragmentací krajiny aj. Všechny popisované degradační procesy mají dva základní společné důsledky - rychlé odvodnění krajiny a destrukci malého hydrologického cyklu. Současný trend klimatických změn lze zvrátit pouze současným řešením obou těchto procesů. Adaptivní management vodního režimu krajiny lze tedy z tohoto pohledu chápat jako identifikace těchto hlavních problémů a náprava přirozeného vodního režimu krajiny prostřednictvím adaptačních opatření. Tato opatření musí splňovat tři hlavní aspekty - efektivnost, nízkonákladovost a rychlý realizační potenciál. V rámci výzkumu se zaměřujeme na dvě strategie:

- 1) detailní diferenciaci rizik pro efektivní alokaci finančních prostředků na "měkká" (organizační, agrotechnická opatření) i "tvrdá" (biotechnická, technická opatření) adaptační opatření v prostoru i čase,
- 2) plošné řešení nízkonákladových adaptačních prvků v krajině s retenční a protierozní funkcí.

2. Vazba tématu hodnocení a managementu krajiny na transformaci regionu

Byly to výsledky ledovcových analýz a vyjevení závislosti mezi teplotami a obsahy CO₂ z ledových vrstviček, které na vstupu do 21. století byly mnohými vědci označeny za největší poznání 20. století. Článek výzkumného týmu Petit et al. 1999 patří dnes k nejcitovanějším.

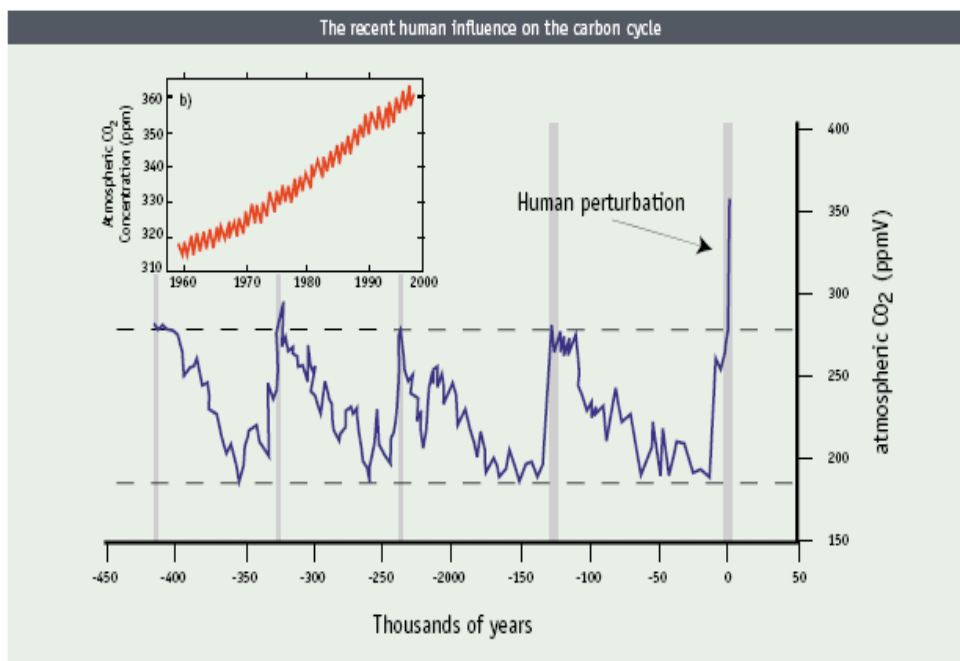
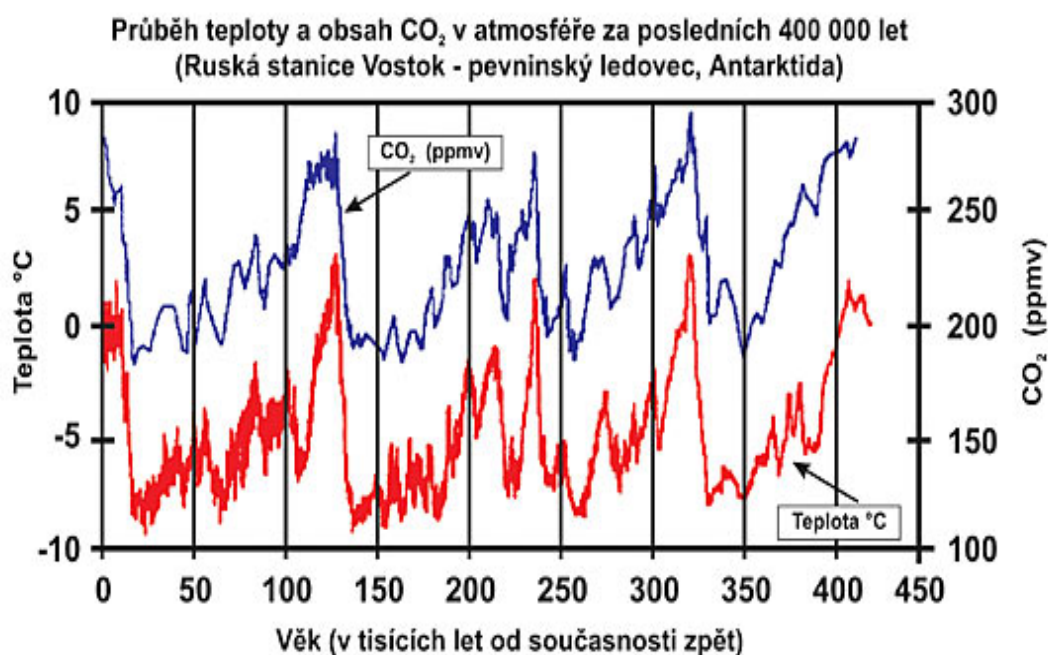


Figure 2 Atmospheric CO₂ concentration from the Vostok ice core record with the recent human perturbation superimposed. The inset shows the observed contemporary increase in atmospheric CO₂ concentration from the Mauna Loa (Hawaii) Observatory.

Sources: Petit et al. (1999) *Nature* 399, 429-436 and National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), USA

Obrázek č. 1 Současný vliv člověka na cyklus uhlíku

Obrázek č. 2 Průběh teploty a obsah CO₂

Rozdílná množství sluneční energie dopadající na jednotlivá pásma naší zeměkoule tvoří základ pro rozlišení klimatických pásem. V jednotlivých pásmech se samoorganizované procesy rozvoje života odvíjejí v rámci postupných sukcesních fází. Základní vazbu mezi tokem sluneční energie a sukcesí popsal Odum (1969, 1971). Ukázal, že samoorganizovaná sukcese znamená vývoj struktury druhů života směrem zvyšujícím měrou efektivnost využití slunečního záření na jednotku krajinného pokryvu. Sukcesní fáze vrcholí klimaxovou vegetací (pokud nejsou vývojové fáze pozastaveny na nižších stupních např. vypásáním stády býložravců či vlivem zásahů lidí).

Navzdory nepopíratelnému faktu energetické podstaty veškerého života na Zemi (v každé buňce živého organismu fungují ionty s elektrickými náboji) je nerovnovážná termodynamika života dosud jakousi transdisciplinární popelkou mezi standardními vědními disciplínami, jakými jsou třeba biologie, chemie, fyzika či klimatologie. Veřejnosti a zejména mladé generaci zůstává energetická podstata života skryta a to přesto, že nabízí jasná vodítka k chápání společných principů všeho dění na Zemi i principů hlavních vědních disciplín a v neposlední řadě ukazuje také základní cestu k udržitelné budoucnosti příštích lidských generací.

Vše, co se na zemském povrchu děje, včetně klimatických změn, je výsledkem masivního, multicyklického toku sluneční energie, dopadajícího na Zemi, přeměňujícího se ve svých formách v závislosti na kvalitě živého krajinného pokryvu a v podobě nevyužitelného tepla směřujícího zpět do vesmíru s jeho mrazivou průměrnou teplotou přibližně -270 °C . Je zásadní rozdíl, jestli sluneční energie dopadá na živý les jako neefektivnější přírodní klimatizátor či na mrtvý les, v němž se přímo mění na dále nevyužitelné teplo. Základní poznatek termodynamiky, teplo vždy směřuje z teplejšího do chladnějšího prostředí. Intenzita takového proudění závisí na velikosti teplotních, tlakových, chemických, gravitačních a dalších gradientů (rozdílů v prostoru). To umožňuje rozumět tomu, že teplé proudy vod tropických moří (nejlépe ohříváným přímým slunečním zářením) směřují k pólům, které jsou na zeměkouli přirozeně nejchladnější. Všechno živé na Zemi představuje proces úzce spjatý s energií a její disipací (přeměňováním) tak, že jsou redukovány (vyrovnávány) příslušné gradienty.



O podílu vlivu antropogenních emisí CO₂ na globálním oteplování se v současnosti v ČR nevedou vědecké diskuse, protože výzkumné týmy IPCC i národní klimaalarmistické instituce (v ČR Ústav klimatické změny AVČR, který v rozporu s vědeckým poznáním tvrdí, že slunce dodává na území ČR jen ¼ energie a ¼ obloha prostřednictvím skleníkového efektu, viz Marek a kol. 2022 a Expertní stanovisko AVČR 4/2020) se snaží autory vědecké diskuse umlčet, společensky dehonestovat a petrifikovat tak CO₂ jako hlavní příčinu globálního oteplování, přestože v posledních nejméně třech dekádách se jako nejdůležitější vědecky naměřená antropogenní příčina klimatického oteplování Země ukazuje rostoucí prostupnost zemské atmosféry v důsledku antropogenně narušené ozónové vrstvy a v důsledku nedostatku vodní páry v atmosféře jako následků planetárně nadměrné likvidace přirozených lesů rostoucími komunitami lidí. I když se prokazuje, že významný vliv na změny klimatu Země mají pomalé multicyklické změny sluneční energie (Svensmark, 2007), pak v lokálních, regionálních i globálních podmínkách je negativní vliv lidí na lokální, regionální i globální oteplování a na nárůst klimatických extrémů prostřednictvím nadměrné likvidace přirozené krajiny stále jasněji prokazovaný a kvantifikovaný (Jehne, 2011; Ellison et al. 2017; Hesslerová a kol. 2018).

Jestli v současnosti při aplikaci vědeckých poznatků na způsoby účinného využívání území něco schází, pak je to téměř úplná absence nahlížení na území jako na krajinu s živou přirozenou vegetací, jinak řečeno absence nahlížení na krajinu v její termodynamické podstatě jako na symbiózu živé přirozené vegetace s vodou (tzv. hypermoře na pevnině, Mcmenamin 1996), čili nahlížení na území jako na funkční živou krajinu se sítí efektivně fungujících přirozených autotrofních ekosystémů, zajišťujících klimatizační, vodoretenční, čistící, půdotvorné a mnohé další životodárné funkce a služby pro existenci lidského druhu a všech dalších heterotrofních organismů.

Ústecký region má mezi ostatními regiony ČR i bývalého Československa zcela specifické postavení, protože kvůli dlouhodobým povrchovým těžbám uhlí, návazné uhelné energetice a chemii byl v období po 2. světové válce záměrně obětován ve prospěch ekonomického rozvoje centrálně plánovaného systému celé země. Na mnoho desetiletí byl region, i jeho obyvatelstvo, vystaven enormnímu znečišťování a poškozování životního prostředí. Byla enormně zdevastována krajina i zdraví obyvatel. Ústecký kraj patří z hlediska rizik degradace půdy vodní erozí, suchem a strukturálních problémů krajiny k nejohroženějším oblastem České republiky. Území kraje se vyznačuje výrazně členitým reliéfem, který zahrnuje Krušné hory, České středohoří i nížiny v oblasti dolního Labe. Svažité zemědělské plochy, často bez účinných protierozních opatření, v kombinaci s intenzivní zemědělskou činností, podporují vznik vodní eroze. Na řadě lokalitách byly v minulosti rozorány meze, zaslepeny terénní deprese a odstraněny přírodní překážky odtoku, což vedlo ke vzniku rozsáhlých bloků orné půdy. Následkem dlouhodobé intenzivní mechanizace a absencí organické hmoty v půdním profilu na těchto rozsáhlých blocích orné půdy dochází k **utužení půdy**. Utužená půda významně snižuje infiltrační schopnost a vede k větší kumulaci srážkové vody na povrchu, což dále urychluje erozi a snižuje zásoby půdní vláhy. V důsledku toho je krajina náchylnější k **suchu**, které se zde projevuje jak ve formě poklesu hladin podzemních vod, tak ve snížení agronomické efektivity produkční půdy. Výsledkem je urychlený odtok vody z krajiny, ztráta retence a snížená schopnost krajiny vyrovnávat extrémní hydrologické situace – jak povodně, tak sucho. V rámci **revitalizací drobných vodních toků** kraj naráží na komplikace zejména ve vlastnických vztazích a technické náročnosti zásahů. Mnoho toků je stále vedeno v rigidních korytech, bez kontaktu s okolní nivou, což zhoršuje ekologické i vodohospodářské funkce těchto prvků. **Pozemkové úpravy (PÚ)** by mohly sehrát klíčovou roli při nápravě tohoto stavu, nicméně v Ústeckém kraji je jejich realizace komplikována extrémní **vlastnickou fragmentací** zemědělské půdy, která zpomaluje vyjednávání a snižuje počet skutečně realizovaných opatření. Ačkoli jsou v návrzích PÚ často zahrnuta ekologická a protierozní opatření, jejich skutečná implementace bývá nízká. V souhrnu lze říci, že Ústecký kraj čelí kombinaci **přírodních a socioekonomických bariér**, které výrazně omezují schopnost krajiny zadržovat vodu, odolávat erozi a adaptovat se na klimatickou změnu. Komplexní a mezioborový přístup, včetně rychlé implementace návrhů z PÚ a cílené obnovy retenčních a infiltračních funkcí krajiny, je zde zcela nezbytný.



Příčiny odvodňování krajiny

Ústecký kraj patří z hlediska rizik degradace půdy vodní erozí, suchem a strukturálních problémů krajiny k nejohroženějším oblastem České republiky. Území kraje se vyznačuje výrazně členitým reliéfem, který zahrnuje Krušné hory, České středohoří i nížiny v oblasti dolního Labe. Svažité zemědělské plochy, často bez účinných protierozních opatření, v kombinaci s intenzivní zemědělskou činností, podporují vznik vodní eroze. Na řadě lokalitách byly v minulosti rozorány meze, zaslepeny terénní deprese a odstraněny přírodní překážky odtoku, což vedlo ke vzniku rozsáhlých bloků orné půdy. Následkem dlouhodobé intenzivní mechanizace a absencí organické hmoty v půdním profilu na těchto rozsáhlých blocích orné půdy dochází k **utužení půdy**. Utužená půda významně snižuje infiltrační schopnost a vede k větší kumulaci srážkové vody na povrchu, což dále urychluje erozi a snižuje zásoby půdní vláhy. V důsledku toho je krajina náchylnější k **suchu**, které se zde projevuje jak ve formě poklesu hladin podzemních vod, tak ve snížení agronomické efektivity produkční půdy. Výsledkem je urychlený odtok vody z krajiny, ztráta retence a snížená schopnost krajiny vyrovnávat extrémní hydrologické situace – jak povodně, tak sucho. V rámci **revitalizací drobných vodních toků** kraj naráží na komplikace zejména ve vlastnických vztazích a technické náročnosti zásahů. Mnoho toků je stále vedeno v rigidních korytech, bez kontaktu s okolní nivou, což zhoršuje ekologické i vodohospodářské funkce těchto prvků. **Pozemkové úpravy (PÚ)** by mohly sehrát klíčovou roli při nápravě tohoto stavu, nicméně v Ústeckém kraji je jejich realizace komplikována extrémní **vlastnickou fragmentací** zemědělské půdy, která zpomaluje vyjednávání a snižuje počet skutečně realizovaných opatření. Ačkoli jsou v návrzích PÚ často zahrnuta ekologická a protierozní opatření, jejich skutečná implementace bývá nízká. V souhrnu lze říci, že Ústecký kraj čelí kombinaci **přírodních a socioekonomických bariér**, které výrazně omezují schopnost krajiny zadržovat vodu, odolávat erozi a adaptovat se na klimatickou změnu. Komplexní a mezioborový přístup, včetně rychlé implementace návrhů z PÚ a cílené obnovy retenčních a infiltračních funkcí krajiny, je zde zcela nezbytný.

Zrychlený povrchový odtok ze zemědělských ploch a rozsáhlá erozní činnost vody, odtoku z tání sněhu, ale i větru, jsou tedy způsobovány především vznikem rozsáhlých oraných půdních celků (často až 50 ha) v důsledku změn krajinné struktury, intenzifikace, mechanizace zemědělství před r. 1989. (Janus et al., 2016; Van Dijk, 2003). Během období intenzifikace zemědělství byly rozorány polní cesty, meze, remízky a přirozené překážky povrchového odtoku s významnou retenční funkcí v krajině. Členitá struktura krajiny s malými pozemky zemědělské půdy oddělenými remízky a mezemi, byla sjednocována rozsáhlým rozoráváním těchto krajinných prvků tak, aby bylo obdělávání půdy co možná nejjednodušší s maximálním využitím těžké mechanizace. Tomu byl také přizpůsoben tvar polí. Dosud nepravidelné pozemky s členitou hranicí byly přetvořeny na pozemky s pravidelnými pravouhlými tvary a přímými, mnohdy i několik kilometrů dlouhými, hranicemi pozemků. Vše směřovalo k rozsáhlým plochám orné půdy. Tyto zásahy výrazným způsobem ovlivnily srážko-odtokový proces v krajině. Všechny snahy směřovaly k maximalizaci produkce a zisku. Následkem byly rozsáhlé půdní celky s dlouhými dráhami odtoku, které akcelerovaly procesy eroze a transportu uvolněných půdních částic povrchovým odtokem, i větrem, a další navazující procesy - utužení podorníci vlivem častých pojezdů velké a těžké mechanizace, zánik tradičních osevních postupů, pěstování monokultur, udržování objemu produkce dodávkami minerálních hnojiv a chemikálií (pesticidů, insekticidů, herbicidů, fungicidů), zasolování půdy, znečištění povrchových i podpovrchových vod, poruchy vzniklé odvodněním a závlahami.

Těmito výše popsanými jevy byl, zejména antropogenní činností, narušen přírodní systém retence a akumulace vody v krajině a následkem je rychlý odtok vody z lesů a zemědělských ploch, závažné odvodňování krajiny a destrukce malého hydrologického cyklu. Malý hydrologický cyklus lze zjednodušeně popsat jako oběh či výměnu vody mezi půdou, vegetací, povrchovými vodami a



atmosférou na území o velikosti řádově 10 - 100 km². V rámci tohoto cyklu se část srážkové vody vsákne do půdy, následně je část evapotranspirována a později zkondenzuje a opět spadne v podobě srážek, mlhy nebo rosy a opět se vsákne do půdy a následně je opět evapotranspirována. Čím vícekrát se tímto způsobem dokáže voda mezi atmosférou a krajinou otočit bez odtoku z území, tím je účinnější malý hydrologický cyklus. V současné krajině struktuře, jak je popsáno výše, však nad evapotranspirací převládá rychlý odtok vody z území a hydrografickou sítí z pevniny až do moří. Současná podoba krajiny má tedy za následek zvyšování odtoku z území, tím dochází ke snižování množství vody, které může být evapotranspirováno a to se následně projeví deficitem vody v malém hydrologickém cyklu, ubýváním srážek a narušením vodního i radiačního režimu krajiny. Následkem je také změna chodu srážek, kdy místo pravidelných srážek dochází stále častěji k výskytu hydrologických extrémů - dlouhotrvajícího sucha nebo přívalových srážek z velkého hydrologického cyklu či lokálních intenzivních dešťů vyvolaných velkou jímavostí vodních par přehřátým vzduchem. Podle údajů Ústavu výzkumu globální změny Akademie věd ČR se od východu na naše území nasouvá kontinentální klima, které zapříčiňuje snižování srážek, zvyšování teploty vzduchu, změnu převažujícího směru větru ze západního na východní a severovýchodní, který přináší studený ale suchý vzduch, který se nad rozpálenými poli rychle ohřeje a díky své velké jímavosti vysaje vodu z krajiny a následně spadne v podobě intenzivních přívalových srážek.

Hlavními aspekty v boji proti klimatickým změnám, resp. v boji za podporu malého hydrologického cyklu, jsou tedy evapotranspirace a retence krajiny. Evapotranspirace se vyjadřuje jako potenciální, referenční a skutečná (Kohut, 2003, Litschmann, et al. 2005). Cílem je, aby se skutečná evapotranspirace přiblížila potenciální, resp. je nutné v krajině zadržet dostatečné množství vody, která je pak k dispozici pro evapotranspiraci. Aby mohla být voda evapotranspirována je nutná přítomnost zejména stromů, nejlépe listnatých, a to jak v podobě listnatých a smíšených lesů, tak doprovodné vegetace kolem vodních toků a silnic, větrolamů ale také remízků a solitérních stromů jako významných krajinných prvků v monokulturní zemědělské krajině. Je tedy nutné na evapotranspiraci nepohlížet jako na ztrátu vody z krajiny výparem, ale jako na obrovský zdroj vody pro krajinu v rámci malého hydrologického cyklu. V souvislosti se suchem je tedy třeba uvažovat nikoliv pouze nedostatek vody v půdě, ale také nedostatek vody ve vzduchu. Respektive je nutné uvažovat celkovou vodní i radiační bilanci řešeného území. Je nutné podporovat přeměnu slunečního záření na výpar a tím snížit jeho podíl na ohřívání vzduchu (latentní teplo). Pro srovnání, Hesslerová et al. (2010) uvádí, že chladicí efekt stromu představuje řádově desítky kW a volná hladina povrchových vod nebo domácí klimatizace představují řádově jednotky kW.

3. Současný stav poznání klimatické role krajiny a prostor pro inovace

Od počátků průmyslové revoluce (cca 1750) lidstvo Země rostlo po dvě století až do 60. let 20. st. exponenciálně (1800 = 1 mld., 1937 = 2 mld., 2025 = 8,2 mld. lidí). V důsledku toho se od počátku 21. století nadále absolutně rostoucí lidstvo potýká s historicky zcela novým globálním problémem své globální neudržitelnosti na Zemi vzhledem k překročení většiny planetárních limitů svého bezpečného a udržitelného žití (Rockström et al. 2009). Jestliže v r. 1980 byla ochrana přírody definována orgány OSN jako: „Ochrana je takový způsob managementu (obsahující inspekci, výzkum, záchranu, využívání) ovzduší, vody, půdy, minerálních zdrojů a živých systémů včetně člověka, aby byla dosažena nejvyšší udržitelná kvalita života.“ (Světová strategie ochrany – World Conservation Strategy, IUCN, UNEP, WWF, 1980), pak globálně nebylo toto kritérium ani vzdáleně splněno.

Ekonomické systémy lidí již převládly na všech obydlených kontinentech Země plošně natolik, že zbylé fragmenty nejefektivnějších autotrofních ekosystémů přirozené krajiny lesů a mokřadů již nestačí kvalitně zabezpečovat životodárné podpůrné a regulační ekosystémové služby (zejména služby



klimatizační a vodozádržné), na nichž udržení života lidí na Zemi mnohostranně kriticky závisí. V této globálně neudržitelné situaci rychle narůstajících klimatických extrémů se pro udržení lidstva na Zemi zcela určujícím stává kritérium rychlosti obnovy sítí přirozených lesů a mokřadů jakožto funkčně a klimaticky nejefektivnějších přírodních ekosystémů každodenní produkce životodárných podpůrných a regulačních ekosystémových služeb, aby se výrazně zvýšil jejich podíl a tím i míra užitečného využívání každodenního potenciálu přicházející sluneční energie jako základního zdroje a životního prostředí veškerého života na Zemi.

Za této zcela nové globální situace lidstva ve 21. století se podle principů globální optimální alokace zdrojů globální nedostatek přirozených ekosystémů stal primárním omezením pro lidské aktivity na všech územních úrovních. Každá lokální ztráta i jednoho metru čtverečního živé přirozené krajiny zvyšuje globální neudržitelnost lidstva na Zemi. Zásadně se zvyšuje vzácnost zbytků přirozené krajiny a mění se a rozšiřují i metody jejího hodnocení. Přírodní autotrofní ekosystémy, které poskytují lidem četné životodárné ekosystémové služby, jsou často označovány jako přírodní kapitál.

Navzdory těmto bezprecedentně novým globálním ekologickým omezením, vážně ohrožujícím udržení lidstva na Zemi, však koncept či definice ekonomické hodnoty životního prostředí zůstává v tržních ekonomikách většinou vnímán a aplikován nadále subjektivně jako „peněžní částka přínosů, kterou je lidský jedinec ochoten platit (WTP Willingness To Pay) za určitý statek či službu životního prostředí (Dziegielewska, 2013; Bockstael et al., 2000). Při oceňování přírodního kapitálu a jeho ekosystémových služeb (ES), poskytovaných dosud jako bezplatné veřejné statky, jde tedy o posouzení jejich životodárného přínosu (v komplexní interakci s vybudovaným, lidským a sociálním kapitálem) k dosažení cíle udržitelného blahobytu (či spíše udržitelného žití či přežití) celého biosférického systému lidí a zbytků přírody. Tím se uznává, že udržitelného blahobytu (či reálněji pouhého přežití) lidí nelze dosáhnout bez dostatečné obnovy životodárných funkcí přírody. K dosažení tohoto cíle je v duchu požadavků moderní ekologické ekonomie nezbytně nutný integrovaný přístup k oceňování směřující ke třem dílčím cílům: efektivní alokace (E-hodnota), spravedlivé rozdělování (F-hodnota) a udržitelný rozsah (S-hodnota) (Costanza, 2020). Je třeba zdůraznit, že tato dosud dominující hodnocení pomocí jednostranného subjektivního konceptu ekonomické hodnoty jakožto ochoty lidského jedince platit za služby přírodních ekosystémů principiálně nevyhovují novým globálním omezením, jsou značně složitá, málo přínosná pro územní rozhodování i málo přenosná na jiné případy. A hlavně ve výsledcích nabízejí nesprávné cenové relace pro udržitelné rozhodování o využívání krajiny.

Proto H. Daly odvodil, že paretovskými efektivními alokacemi zdrojů pomocí tržních směn může být dosaženo jen po předchozím splnění jak kritéria ekologicky udržitelného rozsahu ekonomiky, tak kritéria spravedlivého rozdělování zdrojů a důchodů (Daly 1992; Daly, Farley, 2011). Plnění obou těchto ekologicky a sociálně určujících apriorních kritérií je prakticky ve všech tržních ekonomikách jen dílčí a částečné a jejich subjektivně odvozované hodnotové relace jsou v důsledku toho nesprávné a neudržitelné.

V ČR jsme proto ve věci definice selhávající jednostranné ekonomické hodnoty přírody a jejích ekosystémových služeb na vstupu do 21. století navázali na odkaz jednoho z nejvýznamnějších neoklasických ekonomů A. Marshalla, který za účelem usmíření staletého rozporu mezi klasickou a neoklasickou ekonomikou definoval již na konci 19. století a na počátku 20. století ekonomickou hodnotu šířeji jako výslednici poměrování společenských přínosů přírody s nutnými společenskými náklady na dosahování těchto přínosů (Marshall, 1920). Na základě tohoto širšího společenského pojetí ekonomické hodnoty jsme v letech 2001-2003 rozpracovali první systémovou Metodu hodnocení biotopů (BVM) České republiky podle příkladu z německého Hesenska (Seják, Dejmal a kol. 2003). V ní přínosy přírody pro udržování a obnovování biodiverzity přírodních a přírodě blízkých biotopů jsou



hodnoceny mezioborovým týmem ekologů a ekonomů a jsou podchyceny pomocí osmi hodnotících kritérií v úplném národním seznamu biotopů a jejich bodových a peněžních hodnot pro daný stát či region.

Metoda hodnocení biotopů byla vypracována pro MŽP ČR zejména za účelem ochrany biodiverzity a kvantifikace ekologických újem na biodiverzitě z poškozování a znečišťování biotopů české krajiny. Podobně v letech 2007-2009 byla pro MŽP interdisciplinárním týmem odborníků vypracována ekosystémová metoda Energie-voda-vegetace, která peněžně hodnotí čtyři nejdůležitější životodárné podpůrné a regulační služby živých přirozených ekosystémů České republiky (Seják a kol., 2010).

Má-li UJEP nabídnout jak politickým zastupitelům v regionu, tak i jeho občanům skutečně inovační řešení ve vztahu k nadměrně poškozenému životnímu prostředí, pak musí v souladu s principy optimální společenské alokace zdrojů v podmínkách globální omezenosti přírodních krajiny postavit nejvýše kritéria společného existenčního zájmu lidí na rychlé a dostatečné obnově udržitelné krajiny s dostatečně velkými podpůrnými službami jejích ekosystémů. Tyto společné zájmy lidí v regionu musí být postaveny nad ekonomické zájmy jednotlivců a firem maximalizujících vlastní prospěch (zisk) z využívání krajiny, a to ve všech případech, kdy soukromé a společenské přínosy z ekonomických aktivit budou nižší než společenské náklady ze souvisejícího poškození ekosystémových služeb krajiny. Pro udržitelná rozhodnutí o využívání a obnově krajiny regionu má proto zejména ekosystémová metoda Energie-voda-vegetace nezastupitelnou roli, neboť umožňuje porovnávání společenských přínosů z využívání krajiny se společenskými náklady ze ztrát podpůrných a regulačních služeb krajiny regionu. K dosažení tohoto inovačního přístupu může účinně posloužit i připravovaný dotazník RUR s dotazy na vybrané respondenty, zda takový inovační přístup k rychlé obnově životodárných podpůrných a regulačních ekosystémových služeb krajiny ústeckého regionu podporují.

Historické souvislosti příčin destrukce malého hydrologického cyklu

V České republice jsou hlavními environmentálními problémy souvisejícími se změnami klimatu hydrologické extrémy – povodně a sucha, lokální záplavy, vodní eroze a povrchový odtok z tajícího sněhu. Téměř **50 % orné půdy v ČR je ohroženo vodní erozí** (Podhrázká et al. 2015). Zrychlený povrchový odtok ze zemědělských ploch a rozsáhlá erozní činnost vody, odtok z tajícího sněhu a větru jsou způsobeny zejména vznikem rozsáhlých bloků orné půdy **v důsledku změn ve struktuře krajiny**, intenzifikace, mechanizace a chemizace zemědělství před rokem 1989 (Brychta 2023, Dostál et al. 2007). Rok 1989 měl zásadní dopad na zemědělskou politiku v tehdejším Československu, neboť pád komunistického režimu vedl k rozsáhlým ekonomickým a politickým změnám, které se dotkly také zemědělství. Po sametové revoluci začala transformace zemědělského sektoru, která znamenala přechod od státem řízeného kolektivního hospodaření k tržně orientovanému systému (Wokoun a Viturka 2014). Lze rozlišit dvě období: 1) kolektivizaci a intenzifikaci zemědělství (1945–1989) a 2) dekolktivizaci a restituce po roce 1989. Během komunistické éry (po roce 1948) bylo zemědělství centralizované a organizované formou jednotných zemědělských družstev a státních statků. Po roce 1989 se tento systém postupně rozpadal v důsledku privatizace a návratu k individuálním formám hospodaření (Nešpor 2006, Vaishar a Šťastná 2019).

V období intenzifikace a kolektivizace zemědělství (1945–1989) byly rozorány polní cesty, meze, strouhy a přirozené překážky povrchového odtoku s významnou retenční funkcí v krajině. Veškeré úsilí směřovalo k maximalizaci produkce a zisku. Výsledkem byly **rozsáhlé bloky orné půdy s dlouhými drahami povrchového odtoku**, což vedlo k urychlení erozních procesů a transportu uvolněných půdních částic povrchovým odtokem a dalších následných jevů – utužení podorníci kvůli častému průjezdu těžké techniky, zánik tradičních osevních postupů, pěstování monokultur, udržování objemové produkce pomocí minerálních hnojiv a chemie (pesticidů, insekticidů, herbicidů, fungicidů),



zasolení půdy, znečištění povrchových i podzemních vod a negativní zásahy do režimu krajiny způsobené melioracemi a závlahami (Brychta 2023, Vaishar a Šťastná 2019). Po období restitucí a dekolktivizace zemědělství (po roce 1989) došlo v ČR k jedné z **největších roztržitěností vlastnických vztahů k zemědělské půdě v Evropě** (Sklenička et al. 2014, Van Dijk 2003). Tento jev je typický pro středoevropské země (Van Dijk 2003). Důsledkem vlastnické roztržitěnosti je zachování rozsáhlých bloků orné půdy s pokračujícími degradačními procesy, které postupně vedou k odvodnění a vysychání krajiny (Sklenička 2006). Tato situace je z dlouhodobého hlediska **neudržitelná pro stabilitu krajiny a úrodnost zemědělské půdy**. Výrazně také komplikuje řešení vlastnických vztahů v rámci pozemkových úprav a zásadně prodlužuje realizaci adaptačních opatření proti suchu, povodním, erozi půdy a dalším degradačním procesům. Řešením současné praxe je **realizace komplexních pozemkových úprav** (PÚ) jako souboru organizačních, agrotechnických a technických opatření v celém povodí před vstupem do nivních oblastí hlavních toků (Konečná et al. 2011). Vysoká roztržitěnost vlastnictví navíc výrazně prodlužuje trvání procesu KPÚ. Brychta et al. (2023) uvádějí, že průměrná délka trvání PÚ v ČR je 5,74 let a ročně je dokončeno průměrně 151 procesů PÚ. Dokončení PÚ však v praxi znamená pouze přepis údajů do katastru nemovitostí. Klíčovým problémem je **nízké procento realizace navržených opatření**: 16,05 % v případě protierozních opatření a 10,1 % u opatření ekologických.

Návrhy protierozních opatření v PÚ s využitím GIS a jejich nejistoty

Návrh protierozních opatření v PÚ se obvykle zakládá na **výpočtu průměrné roční ztráty půdy** erozí pomocí rovnice ztráty půdy USLE nebo její revidované verze RUSLE (Wischmeier a Smith 1978, Renard et al. 1997). Způsob výpočtu jednotlivých faktorů a **aplikace metody v prostředí GIS je zásadní** pro korektní vyhodnocení jak z hlediska **kvantifikace, tak i prostorového rozložení rizika eroze**, a tedy i **efektivní prostorové alokace finančních prostředků** na realizaci protierozních a retenčních opatření v krajině. Právě limitace dostupných finančních prostředků je spolu s extrémní vlastnickou fragmentací zemědělské půdy jedním ze zásadních aspektů nízkého procenta realizací navržených opatření v rámci PÚ v ČR.

Rovnice USLE/RUSLE a jejich faktory jsou začleněny do řady modelů založených na GIS. Přehled těchto modelů uvádí studie Brychty a Brychtové (2020). Mezi tyto modely patří: RUSLE2 (USDA 2008), RUSLE 3D (Desmet a Govers 1996, Mitášová a Mitáš 1999), USPED (Mitášová et al. 1996), CSLE (Liu et al. 2002), PERFECT (Littleboy et al. 1992), G2 (Karydas a Panagos 2016, Panagos et al. 2014), SWAT (Arnold et al. 1998), WATEM/SEDEM (Van Rompaey et al. 2001), SEDD (Ferro a Minacapilli 1995), CREAMS (Knisel 1980, Silburn a Freebairn 1992), AGNPS (Young et al. 1989), AnnAGNPS (Bosch et al. 1998) a EPIC (Williams et al. 1983). Metody založené na USLE/RUSLE fungují na principu **porovnání výsledné průměrné roční ztráty půdy s maximálně přípustnou ztrátou půdy**. Tento princip je běžně využíván pro hodnocení míry erozního ohrožení. Přípustná ztráta půdy je definována jako maximální ztráta půdy, při které je možné trvale a ekonomicky únosně udržet úrodnost půdy (Wischmeier a Smith 1978). Existují však i jiné definice (Bagarello et al. 2015, Browning et al. 1947, Verheijen 2009). Právě definice **způsob stanovení hodnot přípustné ztráty půdy je zásadní** pro přesnost metody. Bylo vyvinuto několik metod pro určení optimálních hodnot přípustné ztráty půdy, které lze rozdělit do tří základních skupin podle: 1) hloubky půdy (Mirskhulava 2001, Skidmore 1982), 2) rychlosti tvorby nových půdních částic (Alexander 1986, Ruan 1997) a 3) úrodnosti a produktivity půdy (Duan et al. 2009, Pierce et al. 1984). V podmínkách ČR jsou hodnoty přípustné ztráty půdy určovány primárně na základě hloubky půdy.

Faktory USLE/RUSLE jsou typicky využívány jako rastrové vrstvy v **polodeterministických nebo plně distribuovaných formách**, integrovaných s nástroji GIS - například R faktor (Brychta a Janeček 2017, Hanel et al. 2016, Panagos et al. 2015a, Panagos et al. 2017), K faktor (Baskan et al. 2010, Brychta et



al. 2024, Diodato et al. 2011), LS faktor (Brychta a Brychtová 2020, Mitášová et al. 1996, Zhang et al. 2017) a C faktor (De Jong 1994, Durigon 2014, Lin et al. 2002, Van Der Knijff et al. 2000). Všechny tyto metodiky mohou ovlivnit výsledky z hlediska prostorového rozložení oblastí ohrožených erozí. Někteří autoři zdůrazňují význam LS faktoru při predikci oblastí s rizikem eroze (Brychta a Brychtová 2020, Kinnell 2008, Mitášová et al. 1996, Moore et al. 1991). Hlavní aspekty ovlivňující určení rizikových oblastí souvisejí zejména s možným nadhodnocením nebo podhodnocením L faktoru v důsledku tzv. jednotkové přispívající plochy (Desmet a Govers 1996, Mitášová et al. 1996, Moore et al. 1992) a algoritmů směru odtoku (Fairfield a Leymarie 1991, Freeman 1991, Jenson a Dominique 1988, O'Callaghan a Mark 1984, Orlandini et al. 2003, Quinn 1991, Seibert a McGlynn 2007, Tarboton 1997). Pro řešení těchto nejistot bylo využito různých přístupů, například princip změny sklonu svahu pro stanovení ploch depozice (Dunn a Hickey 1998, Hickey 2000, Hickey et al. 1994, Van Remortel et al. 2001, Zhang et al. 2017), metoda kumulativní délky odtokové dráhy (Van Remortel et al. 2004).

Navržené inovace

Jak bylo popsáno výše, jako hlavní příčiny současného stavu zemědělské krajiny lze označit kombinaci přírodních a socioekonomických bariér, které výrazně omezují schopnost krajiny zadržovat vodu, odolávat erozi a adaptovat se na klimatickou změnu. Mezi tyto bariéry patří především vysoká míra vlastnické a uživatelské fragmentace, historická změna krajinné struktury v důsledku kolektivizace a intenzifikace zemědělství, utužení půd v důsledku nadměrného zatížení těžkou mechanizací a ztráta přirozených krajinných prvků s retenční a infiltrační funkcí. Z pohledu adaptivního managementu vodního režimu zemědělské krajiny to znamená především nutnost urychlené implementace návrhů opatření vzniklých v rámci pozemkových úprav a cílené obnovy retenčních a infiltračních funkcí krajiny. V současné praxi jsou hlavním systémovým nástrojem pro realizaci adaptačních opatření **komplexní pozemkové úpravy (PÚ)**. Ty slouží nejen ke stabilizaci vlastnických a uživatelských vztahů, ale i jako rámec pro navrhování a postupnou realizaci krajinnotvorných a protierozních opatření, tzv. **plánů společných zařízení**.

Adaptační opatření obsažená v těchto plánech mají nejčastěji **multifunkční charakter** – tedy kombinují **protierozní, retenční, krajinnotvorné, protierozní** a často také **rekreační a biodiverzitní** funkce. Patří mezi ně např. zatravněné průlehy, vsakovací pásy, remízky, větrolamy, tůně a retenční příkopy. Úspěšná realizace těchto opatření však naráží na řadu limitů – vedle zmíněné fragmentace vlastnictví je to především délka celého procesu PÚ (v průměru více než 5 let), složitost majetkoprávních vztahů a nedostatek financí pro samotnou realizaci navržených opatření. Z tohoto důvodu je v rámci adaptivního managementu žádoucí hledat **doplňkové strategie**, které umožní **rychlejší a levnější realizaci některých krajinnotvorných zásahů** mimo rámec standardních PÚ – např. využití ploch zaniklých (rozoraných) polních cest, rybníků a krajinných prvků, které jsou stále ve vlastnictví obcí, pro umístování retenčních opatření, zavedení pobídek pro dobrovolné prvky ekologické infrastruktury, či digitalizaci plánovacích a rozhodovacích procesů pomocí GIS a dálkového průzkumu Země. **Cílem je vytvořit flexibilní systém, který bude schopen reagovat na klimatické výzvy s větší rychlostí a efektivitou**. Konkrétně se zaměříme na dvě strategie:

- 1) detailní diferenciaci rizik pro efektivní alokaci finančních prostředků na “měkká” (organizační, agrotechnická opatření) i “tvrdá” (biotechnická, technická opatření) adaptační opatření v prostoru i čase,
- 2) plošné řešení nízkonákladových adaptačních prvků v krajině s retenční a protierozní funkcí, které mohou předcházet PÚ a funkčně je doplňovat.



4. Vlastní zpracování tématu, vlastní pojetí v kontextu transformace Ústeckého kraje

4.1. Analýzy

4.1.1. Ústecký region: analýza dlouhodobých antropogenních vlivů na hodnoty biotopů krajiny

Vezmeme-li jako případovou regionální studii po dvě století lidmi zásadně přeměňovanou a povrchovými těžbami velkoplošně ničenou krajinu ústeckého kraje, pak pomocí mapy potenciální přirozené vegetace a pomocí metodik systémového hodnocení biotopů a vybraných podpůrných a regulačních služeb ekosystémů, můžeme provést odhad antropogenně působených dlouhodobých ztrát na biotopech i na službách jejich živých ekosystémů. Mapa potenciální přirozené vegetace zobrazuje hypotetický vegetační kryt, který by se vytvořil, kdyby v současné době ustala veškerá další činnost člověka.

V této druhé fázi přípravy letošní výzkumné zprávy pro popis metodického postupu peněžního hodnocení dlouhodobých změn krajinného pokryvu biotopovou metodou (BVM) a ekosystémovou metodou Energie-voda-vegetace (EWVM) použijeme jako postačující pro popis metodického postupu mapy celého kraje (5 339 km², 6,7 % rozlohy ČR 78 871 km²), tvořeného sedmi okresy (ÚL, Teplice, Most, Chomutov, Děčín, Louny a Litoměřice). Z toho čtyři pánevní okresy (ÚL, Teplice, Most, Chomutov) těžbami postižené podkrušnohorské pánve (2 243 km²), které tvoří 42 % území ÚK byly již hodnoceny v projektu WD 44_07_1. Zbýlých 58 % území tvoří tři okresy (Děčín, Louny a Litoměřice) s plochou 3 096 km².

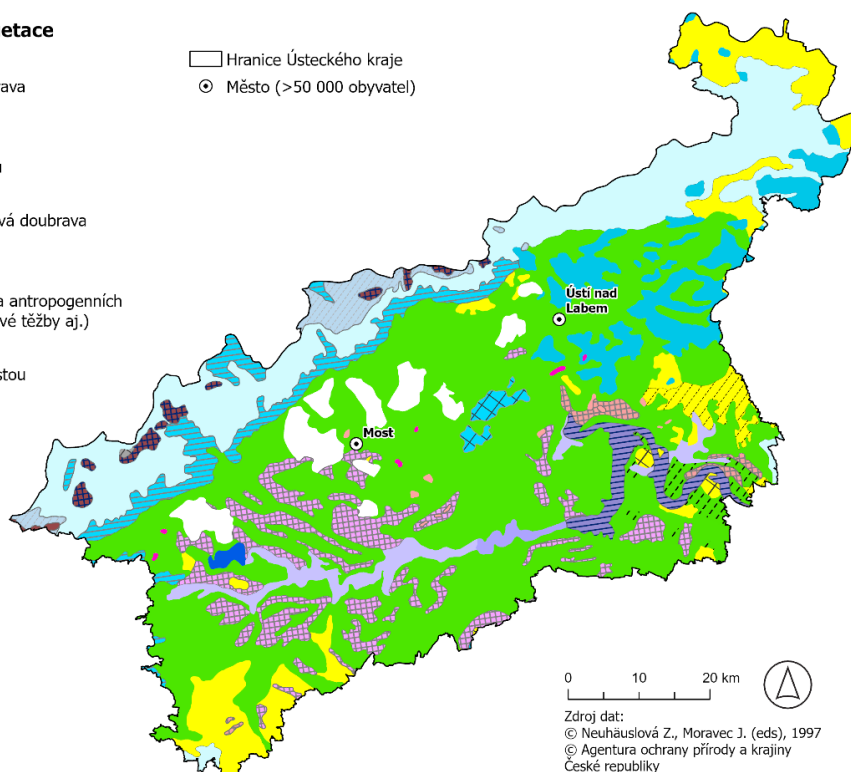
Porovnání potenciální přirozené vegetace území Ústeckého kraje s jeho současným krajinným pokryvem nám ukáže celkovou dlouhodobou kumulativní antropogenní změnu, tj. celkovou výslednou míru dlouhodobé antropogenizace tohoto území. Potenciální přirozená vegetace (PPV) je teoretický stav vegetace, který by se vyvinul na daném území za podmínky, že by do vývoje krajiny nezasahovala lidská činnost. Jinými slovy, je to vegetace, která by vznikla dlouhodobou samoorganizovanou sukcesí, pokud by do ní nezasahovali lidé. PPV tedy vyjadřuje dosažitelný maximální strukturálně biologický (biodiverzitu) a ekosystémově funkční potenciál (nejvyšší podpůrné a regulační služby ekosystémů). Za tímto účelem uvádíme nejdříve celkovou mapu potenciální přirozené vegetace modelového území (Obrázek č. 3).



Potenciální přirozená vegetace

- Bezkolencová doubrava
- Biková a/nebo jedlová doubrava
- Biková bučina
- Brusinková borová doubrava
- Bučina s kyčelnicí devítilistou
- Břeková doubrava
- Hrachorová a/nebo kamejková doubrava
- Jilmová doubrava
- Komplex horských vrchovišť
- Komplex sukcesních stadií na antropogenních stanovištích (oblasti povrchové těžby aj.)
- Kostřavová borová doubrava
- Lipová bučina s lípou velkolistou
- Lipová doubrava
- Mochnová doubrava
- Nerozlišené bazilní teplomilné doubravy
- Okroticová bučina
- Podmáčená rohozcová smrčina
- Smrková bučina
- Střemchová jasenina
- Topolová doubrava
- Třtinová smrčina
- Violková bučina
- Vodní plochy
- Černýšová dubohabřina

- Hranice Ústeckého kraje
- Město (>50 000 obyvatel)

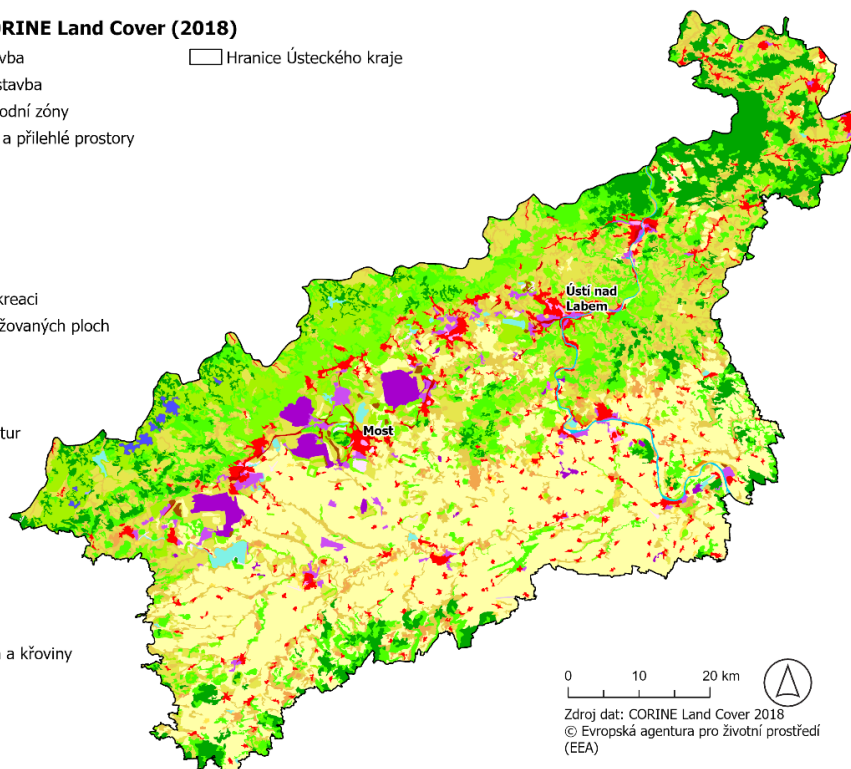


Obrázek č. 3 Mapa potenciální přirozené vegetace (PPV) Ústeckého kraje. Pramen: Mapu vytvořil Ing. Dominik Brétt, Katedra geoinformatiky FŽP UJEP

Krajinný pokryv podle CORINE Land Cover (2018)

- 1.1.1 Městská souvislá zástavba
- 1.1.2 Městská nesouvislá zástavba
- 1.2.1 Průmyslové nebo obchodní zóny
- 1.2.2 Silniční a železniční síť a přilehlé prostory
- 1.2.4 Letiště
- 1.3.1 Těžba hornin
- 1.3.2 Skládky
- 1.3.3 Staveniště
- 1.4.1 Plochy městské zeleně
- 1.4.2 Zařízení pro sport a rekreaci
- 2.1.1 Orná půda mimo zavlažovaných ploch
- 2.2.1 Vinice
- 2.2.2 Ovočné sady a keře
- 2.3.1 Louky
- 2.4.2 Komplexní systémy kultur a parcel
- 2.4.3 Převážně zemědělská území s příměsí přirozené vegetace
- 3.1.1 Listnaté lesy
- 3.1.2 Jehličnaté lesy
- 3.1.3 Smíšené lesy
- 3.2.1 Přírodní pastviny
- 3.2.4 Přečhodová stadia leša a křoviny
- 4.1.1 Vnitrozemské bažiny
- 4.1.2 Rašeliniště
- 5.1.1 Vodní toky a cesty
- 5.1.2 Vodní plochy

- Hranice Ústeckého kraje



Obrázek č. 4 Mapa krajinného pokryvu CLC 2018 Ústeckého kraje. Pramen: Mapu vytvořil Ing. Dominik Brétt, Katedra geoinformatiky FŽP UJEP



Při podrobnější analýze potenciálních vegetačních druhů pomocí mapy PPV ústeckého regionu (Obrázek č. 3) můžeme jasně rozlišit bučinné lesní porosty jižních svahů Krušných hor od lesních porostů pánevních a jižních částí modelového území s převažujícími doubravami a dubohabřinami.

Vidíme, že jižní svahy Krušných hor by přírodně tvořily bučiny (světle modrá biková bučina a středně modrá šrafovaná violková bučina), v náhorních partiích Krušných hor by to byly smrkové bučiny (šedomodrá šrafovaná) a podmáčené rohozcové smrčiny (červenohnědá síťovaná).

Tabulkovým zpracováním mapy potenciální přirozené vegetace pro modelové území ústeckého regionu byly získány přibližné následující výměry přirozených biotopů a jejich biotopové peněžní hodnoty podle BVM (tab. č. 1).

Tabulka č. 1 Hodnota biotopů potenciální přirozené vegetace území Ústeckého kraje

Biotopy Potenciální přirozené vegetace ÚK	Rozloha (ha)	%	Body BVM/m ²	Kapitál. hodnota biotopů v Kč
Bezkolencová doubrava	49,70	0,01%	41	874661810
Biková a/nebo jedlová doubrava	39235,46	7,47%	51	858832755090
Biková bučina	83508,71	15,90%	52	1863780724901
Břeková doubrava	433,22	0,08%	51	9482889436
Brusinková borová doubrava	6972,79	1,33%	43	128687078478
Bučina s kyčelnicí devítilistou	30474,93	5,80%	45	588592888796
Černýšová dubohabřina	234481,60	44,63%	47	4730056690504
Hrachorová a/nebo kamejková doubrava	894,17	0,17%	69	26480701360
Jilmová doubrava	2077,88	0,40%	66	58860519016
Komplex horských vrchovišť	185,30	0,04%	66	5249171589
Komplex suk. stadií na antrop. stanov. (povrch těžby aj.)	17437,05	3,32%	13	97291777052
Kostřavová borová doubrava	1211,69	0,23%	53	27562993683
Lipová bučina s lípou velkolistou	3107,37	0,59%	45	60015840308
Lipová doubrava	6253,04	1,19%	60	161028314938
Mochnová doubrava	37632,48	7,16%	60	969111743422
Nerozlišené bazifilní teplomilné doubravy	3711,79	0,71%	60	95586081233
Okroticová bučina	28,81	0,01%	62	766637641
Podmáčená rohozcová smrčina	4036,07	0,77%	43	74488149950
Smrková bučina	8712,33	1,66%	38	142094604642
Střemchová jasenina	12316,17	2,34%	42	222016152670
Topolová doubrava	9728,83	1,85%	66	275590515388
Třtinová smrčina	304,28	0,06%	36	4701429347
Violková bučina	21396,95	4,07%	45	413260744991
Vodní plochy	1175,60	0,22%	53	26742078005
Celkový součet	525366,25	100,0%		10841155144246

Pramen: Vlastní propočty z mapy potenciální přirozené vegetace. Rozdíl 94 km² oproti oficiální rozloze Ústeckého kraje je způsoben tím, že zdrojová data potenciální přirozené vegetace (PPV) nejsou na některých místech dotažena až k administrativní hranici kraje, zejména při hranici se SRN.

Z tabulky č. 1 vyplývá, že pokud by území ústeckého regionu bylo dlouhodobě ponecháno bez vlivu a účasti lidí a dalších heterotrofních živočichů, pak prostřednictvím několikasetletých samoorganizovaných sukcesních procesů by území velmi pravděpodobně bylo kryto dominantně



listnatými opadavými lesy doubrav a bučin v kombinaci s vrchovištními smrčínami náhorních oblastí Krušných hor. Peněžní hodnota přírodního potenciálu těchto lesních biotopů propočtená na základě mapy potenciální přirozené vegetace modelového území dosahuje při ohodnocení metodou hodnocení biotopů ČR (Seják, Dejmal et al., 2003) celkové maximální výše cca 10 841 mld. Kč.

Pro porovnání celkového antropického vlivu na změnu struktury krajinného pokryvu modelového území ústeckého regionu uvedme tabulku nedávné antropogenizované podoby modelového území v CLC položkách z r. 2018.

Tabulka č. 2 Aktuální hodnota biotopů modelového území Ústeckého regionu podle tříd CLC 2018

Třídy LC	popis	Plocha ha	%	Body BVM/m ²	Hodnoty biotopů v Kč
111	Souvislá městská zástavba	59,37	0,01%	2,39	60901034
112	Nesouvislá městská zástavba	24491,78	4,66%	10,22	107431331595
121	Průmyslové a obchodní areály	7332,38	1,40%	2,95	9283819613
122	Silniční a železniční síť s okolím	1493,66	0,28%	8,23	5276079117
124	Letiště	53,09	0,01%	11,94	272072687
131	Areály těžby nerostných surovin	8210,64	1,56%	13,4	47221689619
132	Areály skládek	847,57	0,16%	7,87	2862925336
133	Staveniště	60,17	0,01%	7,12	183873744
141	Areály městské zeleně	709,26	0,14%	19,27	5866065334
142	Areály sportu a zařiz. pro volný čas	1284,88	0,24%	18,77	10351101210
211	Nezavlažovaná orná půda	168730,8	32,12%	11,18	809647415614
221	Vinice	361,65	0,07%	15,25	2367107745
222	Ovocné sady a plantáže	6498,95	1,24%	14,15	39469293161
231	Louky a pastviny	66951,05	12,74%	20,79	597408771821
242	Mozaika polí, luk a trvalých kultur	5193,27	0,99%	14,08	31383636895
243	Převážně zeměd. areály s přír. veg.	50712,37	9,65%	21,51	468181265378
311	Listnaté lesy	44407,23	8,45%	39,99	762192728809
312	Jehličnaté lesy	50728,9	9,66%	26,18	570013052778
313	Smišené lesy	54254,03	10,33%	28,48	663180429172
321	Přirozené louky	68,91	0,01%	33,02	976605199
324	Přechodné lesokřoviny	26572,54	5,06%	23,51	268130002290
411	Vnitrozemské močály	25,14	0,00%	33,47	361144245
412	Rašeliniště	1262,76	0,24%	52,99	28719339610
511	Vodní toky	1657,76	0,32%	23,14	16464355099
512	Vodní plochy	3397,89	0,65%	18,77	27373687263
	Ústecký kraj celkem	525366,1	100,00%		4474678694368

V důsledku dlouhodobých mnohasetletých vlivů lidí i jimi chovaných zvířat v krajině byly původní přirozené lesní biotopy ústeckého regionu přeměněny na tzv. kulturní (či spíše kultivovanou, lidmi obhospodařovanou) zemědělskou krajinu s dominancí orných půd, luk a pastvin, sloužících výživě místních obyvatel a jejich hospodářských zvířat. V r. 2018 zemědělské půdy zaujímaly podle mapování Corine Land Cover téměř 57 % území regionu. Lesy včetně přechodných lesokřovin k roku 2018 tvořily 33,5 % území. Silně antropogenizované městské a průmyslově technické prostory těžeb a skládek zaujímají téměř 8,8 % ústeckého regionu, což je patrně nejvíce v porovnání s ostatními kraji ČR. Vysoké



míře devastace krajiny odpovídá i významný úbytek ekologické hodnoty biotopů, oceněný expertní biotopovou metodou na přibližně 4 474 mld. Kč, tj. 41 % své potenciálně dosažitelné přírodní hodnoty (10 841 mld. Kč). Vyhodnocení vývoje ekologické hodnoty území bylo provedeno na základě spojení metody hodnocení biotopů - BVM (Seják, Dejmal et al., 2003) a výsledků satelitního snímkování v rámci projektu CLC 2018.

Z porovnání tabulky č. 1 s tabulkou č. 2 vyplývá, že dlouhodobé antropogenní vlivy mnoha lidských generací se k roku 2018 projevují následovně:

- Bezprostředními zástavbami pro účely bydlení i průmyslové účely je v ústeckém regionu změněno cca 8,5 % původně přírodní plochy modelového území (TAG 111-142). Tento relativně vysoký podíl je způsoben zejména těžebními plochami a plochami výsypek.
- Vlastním zemědělským aktivitám je vyhrazeno cca 56,8 % modelového území (TAG 211-243).
- Plochy lesa spolu s přechodnými leso-křovinami a přírodními loukami tvoří významný podíl 33,5 % výměry modelového území (TAG 311-324), což odpovídá celostátnímu podílu lesů.
- Vodní plochy a toky, rašeliništní a mokřadní plochy tvoří 1,2 % plochy modelového území ústeckého regionu.

Metoda hodnocení biotopů ČR po roce 2003 nabídla možnosti využití v mnoha směrech:

1. V makroekonomické rovině v oblasti národního účetnictví. Propojením metody hodnocení biotopů s výsledky satelitního snímkování (evropský projekt Corine Land Cover) byla kvantifikována peněžní hodnota biotopů ČR jako národního přírodního kapitálu k ochraně biodiverzity. Byly rovněž propočteny změny ve vývoji hodnoty přírodního kapitálu ČR porovnáním CLC 2000 (17 600 mld. Kč) s položkami CLC 1990 (17 000 mld. Kč). Znamená to, v průběhu 90. let (období přechodu od centrálně plánovaného k tržnímu ekonomickému systému) došlo k určitým pozitivním ekologickým změnám, které byly vyvolány hlavně přeměnou části orných půd na louky a pastviny a mírným nárůstem plochy lesů (celkový roční přírůstek asi 60 mld. Kč). V tomto období zároveň v ČR rostla spotřeba přírodního kapitálu. Odnímání zemědělské půdy pro nezemědělské účely (výstavba průmyslových zón, rodinných domů, liniových dopravních tras atd.) ukazuje, že na počátku tohoto desetiletí (2000-2010) bylo ročně odnímáno v průměru 10-20 tisíc hektarů. Roční odpisy přírodního kapitálu (založené pouze na vyněti zemědělské půdy) lze odhadovat přibližně na 10 mld. Kč.

2. Metodu hodnocení biotopů lze využívat při územním plánování a rozhodování. Porovnáváním ekologických hodnot biotopů s přínosy ekonomického využívání území lze vytvářet vhodné informace pro politická územní rozhodování. Metoda je využitelná pro kvantifikaci ekologické újmy na přírodě a krajině. Vstupními informacemi pro takové kvantifikace ekologické újmy je seznam 192 biotopů s body od 0 po 84 bodů a peněžní hodnotou jednoho bodu (propočtená z reprezentativního souboru revitalizačních projektů) k roku 2003 ve výši 12,36 Kč/m², v čase aktualizovaná roční mírou inflace v ČR. Peněžní hodnoty ekologické újmy za zničený biotop se proto pohybovaly do 10 mil. Kč/ha.

3. Metoda je využitelná i pro zavedení ekonomických nástrojů (plateb) při ochraně přírody a krajiny. Zavedení těchto plateb by znamenalo plnění jednoho z hlavních úkolů novelizované Strategie EU pro udržitelný rozvoj.

Biotopová metoda hodnocení, vypracovaná v tříletém výzkumném projektu pro MŽP, měla veškerý potenciál být na vstupu do 21. století uplatněna jako metoda ke kvantifikaci ekologické újmy a ke kompenzacím za znečišťování a poškozování životního prostředí. Lobistickým skupinám horujícím za pokračování ekonomického růstu bez povinnosti úhrad poškozování životního prostředí se podařilo vyložit zákon č. 17/1992 Sb. nekorektně v tom smyslu, že poškozování životního prostředí bylo



omezeno jen na nepovolené poškozování, takže skutečné poškozování se dodnes anuluje a obchází podpisy úředníků stavebních úřadů. Většina poškozování ŽP není dodnes občanům a společnosti kompenzována. A to přesto, že ve státní politice ochrany životního prostředí na období 2004-2010 byl explicitně formulován úkol: „*prosadit používání ekonomických nástrojů pro hodnocení (oceňování) vybraných částí přírody ve smyslu výsledků projektu VaV/610/5/01, vypracovaného ČEÚ ve 12/2003, pro stanovení ekologické újmy za zábory přírodního prostředí*“ (SPŽP 2004-2010, s. 36). Odpovědnost za nesplnění úkolu a za udržování sociálně nespravedlivého využívání a nekompensovaného poškozování přírody a krajiny nesou tehdejší ministr KDU-ČSL L. Ambrozek a předseda tehdejší VR MŽP B. Moldan.

4.1.2. Hodnocení ústeckého regionu ekosystémovou metodou Energie-voda-vegetace

S ohledem na rychlý rozvoj metod hodnocení ekosystémových služeb přírody po r. 1997 (kdy byl publikován první článek globálního hodnocení přínosů světových ekosystémů, viz Costanza et al. 1997) a následně po r. 2005 (rok publikace MEA), MŽP vypsalolo projekt na identifikaci a návrh metod hodnocení ekosystémů a jejich služeb a po jeho získání ve veřejné soutěži jsme v jeho rámci na FŽP UJEP rozpracovali v letech 2007-2009 ekosystémovou metodu Energie-voda-vegetace (EWVM), v níž jsou peněžně ohodnoceny nejdůležitější čtyři podpůrné a regulační služby ekosystémů (skupin biotopů) České republiky (Seják et al. 2010). Právě proto, že v tržních ekonomikách byl a dosud je téměř dominantně uplatňován a kvantifikován antropocentrický koncept jednostranné subjektivní ekonomické hodnoty, definované antropocentricky jen jako přínosy (služby) přírody pro lidského jedince či jeho skupiny, rozhodli jsme se v řešitelském týmu aplikovat širší koncept objektivní ekonomické hodnoty A. Marshalla, určované z porovnávání společenských přínosů a společenských nákladů využívání krajiny, a kvantifikovat základní podpůrné a regulační služby skupin ekosystémů ČR.

Při řešení jsme ověřili, že každodenní přítoky sluneční energie na povrch naší zeměkoule jsou nejmohutnějšími energetickými toky na Zemi, které živé autotrofní ekosystémy lesů a mokřadů jakožto nejefektivnější přirozené ekosystémy dokážou až ze dvou třetin využít na užitečné klimatizační (ochlazující a oteplující) služby, vodozádržné služby, produkci biomasy a kyslíku, služby biodiverzity. Tento pohled ze strany efektivity fungování živých autotrofních ekosystémů je nesmírně cenný, protože umožňuje kvantifikovat peněžní ekologické újmy z pokračujícího antropogenního ničení zbytků přirozené krajiny. A ukázalo se, že lidskými jedinci a jejich skupinami způsobované ekologické újmy z likvidace těchto neúčinnějších ekosystémů jsou řádově větší než ekonomické přínosy z „ekonomického rozvoje území“, často spojeného s likvidací přirozené vegetace lesů a mokřadů. Ve shrnující podobě byl tento komparativní pohled na řádově rozdílné efekty ekonomických přínosů a ekosystémových služeb publikován v níže uvedené tabulce v mezinárodním impaktovaném časopise Ecosystem Services (Seják et al., 2022a). Úplný text tohoto shrnujícího dvoustránkového článku je v Příloze 1.



Tabulka č. 3 Porovnání relací hodnot ekosystémových služeb (ES) odvozených preferenčními metodami a odvozených pomocí nákladů náhrady čtyř podpůrných a regulačních ES. Sloupce relace vyjadřují poměr mezi daným biotopem a temperátním/boreálním lesem (lesem mírného a subarktického pásma), kde hodnota tohoto lesa činí 1.

biom, skupina biotopů	Costanza et al. 2014				Seják et al. 2018	
	1997	2011	1997	2011	2018	2018
	\$/ha/rok		relace		€/ha/rok	relace
Temperátní/boreální les	417	3.137	1	1	1,060,000-1,400,000	1
Tropický les	2.769	5.382	6.6	1.7	2,000,000-2,800,000	2
Louky, pastviny	321	4.166	0.77	1.3	600,000-800,000	0.6
Lužní vegetace	27.021	25.681	64.8	8.2	800,000-1,400,000	0.9
Řeky, jezera	11.727	12.512	28.1	4	1,110,000-1,360,000	1
Zeměd. půdy	126	5.567	0.3	1.8	510,000-780,000	0.5
Městské půdy	-	6.661	-	2.1	140,000-650,000	0.3

Jaké jsou hlavní přednosti ekosystémové metody Energie-voda-vegetace oproti dominujícím subjektivním metodám hodnocení ekosystémových služeb, shrnutým R. Costanzou a jeho týmem ve zmíněné stati, v nichž ES jsou definovány jako přínosy pro lidské jedince a nověji i pro jejich komunity, příp. i pro celé lidstvo a jsou odvozovány z hypotetické ochoty lidských jedinců či skupin za ně platit. Podíváme-li se v uvedené tabulce na výsledné relace subjektivně odvozených hodnot prostřednictvím ochoty jedinců platit za jednotlivé ekosystémové služby (Costanza 2014, rok 2011 relace), vidíme jasně, že jsou zcela zavádějící, neboť podporují pokračování dosavadního neudržitelného chování lidí k lesům, protože hodnotí všechny nelesní biomy výše než les, přestože lesy jsou nejefektivnějším producentem životodárných ekosystémových služeb, zejména klimatizátorem a udržovačem vody v krajině. Pro nástup k udržitelnému nakládání s přirozenou přírodou jsou nezbytné relace, plynoucí z objektivního pojetí ekonomické hodnoty (Seják et al. 2018). Velmi překvapivý je řádový rozdíl mezi subjektivními hodnotami a hodnotami odvozenými prostřednictvím společensky nejnižších nákladů náhrady za životodárné ekosystémové služby. Zcela nespornou předností použití širšího konceptu ekonomické hodnoty v metodě Energie-voda-vegetace je řádově jednodušší a řádově levnější získávání peněžních hodnot jednotlivých ekosystémových služeb, odvozováním z rozdílné efektivnosti užitečného využívání toků každodenně přicházející sluneční energie živými ekosystémy s rozdílným fotosyntézním potenciálem.

Pokud je hlavním problémem současného světa masivní úbytek přirozené vegetace lesů a mokřadů, pak je skutečná hodnota ES dána nejen přínosy (tím, jakou hodnotu si lidé myslí, že tyto přínosy pro ně mají), ale nutně také jejich porovnáním se společenskými náklady na technologické nahrazení těchto přírodních přínosů. Jednostranné oceňování ES pouze jako antropogenních přínosů vede k systémovému podhodnocování jejich životodárného významu, k roztržitosti a obtížné přenositelnosti výsledků a je nákladově i časově řádově dražší než při použití metody EWV. Vysvětlení ekonomické hodnoty jako výsledku porovnání společenských nákladů a přínosů nabízí jednotící systémový a společenský přístup ke všem ekosystémům a jejich službám. Jednotícím biofyzikálním základem v každém ekosystému je přítok sluneční energie a rostoucí efektivita jejího využití s vyšší fází samoorganizovaných úspěšných procesů (Odum 1969, 1971).

Biotopová metoda BVM pro ústecký region byla aplikována v předchozí části. Ekosystémová metoda EWVM je rozpracována pro území Ústeckého regionu v následující části a z výsledků hodnocení budou formulovány návrhy na nákladově neújspornější postupy v obnově biodiverzity a zejména v urychlené obnově funkčnosti nejefektivnějších živých přirozených ekosystémů a jejich životodárných ekosystémových služeb.



Pro odhad peněžní hodnoty čtyř podpůrných a regulačních služeb ekosystémů potenciální přirozené vegetace (PPV) Ústeckého kraje použijeme následující tabulku rozloh PPV a k nim přiřadíme celostátně měřené hodnoty jejich čtyř podpůrných a regulačních ekosystémových služeb.

Tabulka č. 4 Plochy potenciální přirozené vegetace Ústeckého kraje a hodnoty jejich čtyř každoročních podpůrných a regulačních ekosystémových služeb

4ES PPV ÚK	Území ha	%	4ES/m ² /rok	Roční 4ES v Kč
Biková bučina	83508,71	15,90%	4647	3880649753700
Bučina s kyčelníci devítilistou	30474,93	5,80%	4647	1416169997100
Lipová bučina s lípou velkolistou	3107,37	0,59%	4647	144399483900
Okroticová bučina	28,81	0,01%	4647	1338800700
Smrková bučina	8712,33	1,66%	4647	404861975100
Violková bučina	21396,95	4,07%	4647	994316266500
Bezkolencová doubrava	49,7	0,01%	4647	2309559000
Biková a/nebo jedlová doubrava	39235,46	7,47%	4647	1823271826200
Břeková doubrava	433,22	0,08%	4647	20131733400
Brusinková borová doubrava	6972,79	1,33%	4647	324025551300
Hrachorová a/nebo kamejková doubrava	894,17	0,17%	4647	41552079900
Jilmová doubrava	2077,88	0,40%	4647	96559083600
Kostřavová borová doubrava	1211,69	0,23%	4647	56307234300
Lipová doubrava	6253,04	1,19%	4647	290578768800
Mochnová doubrava	37632,48	7,16%	4647	1748781345600
Nerozlišené bazifilní teplomilné doubravy	3711,79	0,71%	4647	172486881300
Topolová doubrava	9728,83	1,85%	4647	452098730100
Černýšová dubohabřina	234481,6	44,63%	4647	10896359952000
Komplex horských vrchovišť	185,3	0,04%	4406	8164318000
Podmáčená rohozcová smrčina	4036,07	0,77%	4406	177829244200
Třtinová smrčina	304,28	0,06%	4406	13406576800
Komplex suk. stadií na antrop. stanov. (povrch těžby aj.)	17437,05	3,32%	2869	500268964500
Střemchová jasenina	12316,17	2,34%	6185	761755114500
Vodní plochy	1175,6	0,22%	4836	56852016000
	525366	100,0%		24284475256500

4ES = čtyři životodárné podpůrné a regulační ekosystémové služby ve 22 ekosystémech ČR

Klimatizační služba = množství odpařených litrů (l/m²/rok) x 1,4 kWh (0,7 kWh chlazení, 0,7 kWh oteplení) x 4 Kč (cena 1 kWh)

Podpora malého vodního cyklu = množství vrácených litrů (l/m²/rok) x 3 Kč (cena 1 litru destilované vody)

Produkce O₂ = O₂ (kg/m²/rok) x 700 (přepočítání na litr O₂) x 1 Kč (náklady na výrobu 1 litru O₂)

Podpora biodiverzity = body BVM x 2,069 (to je hodnota biotopového bodu 12,36 Kč/m² v roce 2024 (41,92 Kč) při 5 % diskontu)

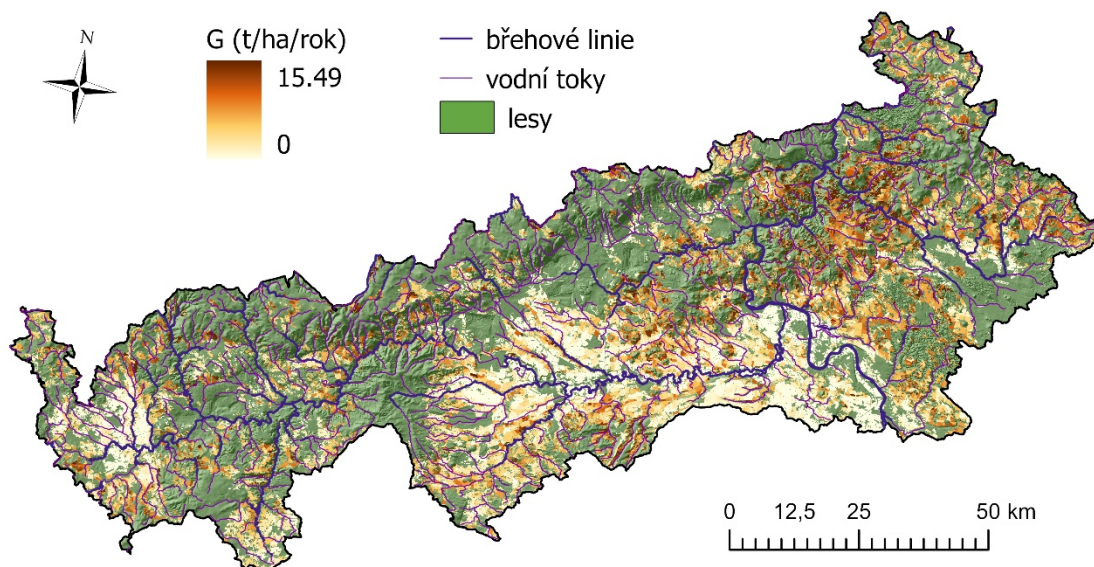
Jak vidno z uvedené tabulky, pokud by příroda Ústeckého kraje dostala možnost dlouhodobě se rozvíjet bez vlivu lidí, vytvořila by samoorganizovanými sukcesními procesy v horizontu jednoho až dvou století klimaxovou vegetaci převládajících doubrav a bučin, jejichž životodárné podpůrné ekosystémové služby by optimálně mohly dosáhnout každoročních přínosů ve výši 24 284 mld. Kč.

4.1.3. Analýza fyzicko-geografických poměrů

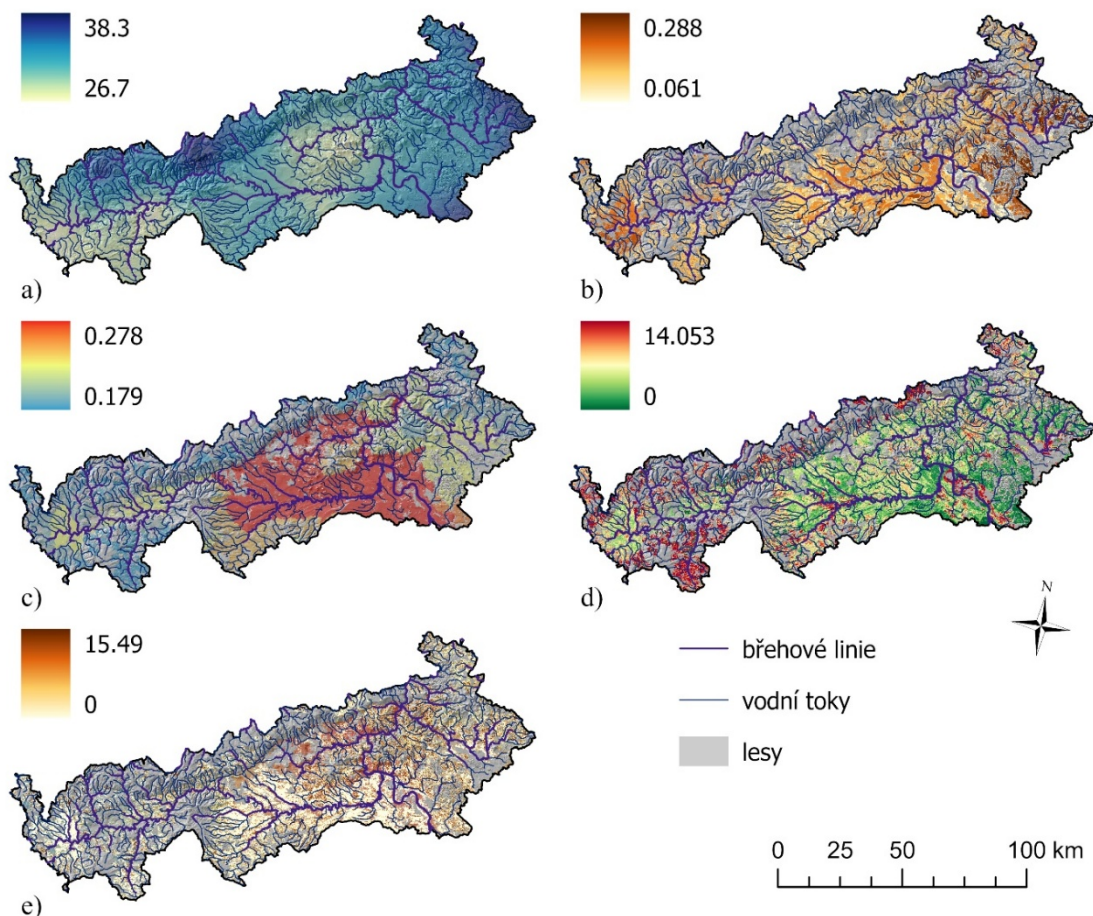
V rámci **adaptivního managementu řízení vodního režimu krajiny** byla provedena analýza současného stavu v Ústeckém kraji, konkrétně v povodí dolního Labe a Ohře, zaměřená na fyzicko-geografické



poměry (land use, DIBAVOD – povodí IV. řádu, vodní toky), morfologické charakteristiky a průměrnou roční ztrátu půdy vodní erozí. Vyhodnocení průměrné roční ztráty půdy je uvedeno na obrázku 5, zatímco na obrázku 6 jsou zobrazeny jednotlivé faktory rovnice RUSLE. Další mapové podklady pro hodnocení ztráty půdy v jednotlivých měsících jsou uvedeny v příloze (obr. 7–9). Mapové výstupy vycházejí z dat ČHMÚ; byly zpracovány 10minutové srážkové úhrny, denní srážkové úhrny a denní teploty ze 123 meteorologických stanic za období 2000 - 2023, doplněné o záznamy ze 17 fenologických stanic. Morfometrické analýzy byly provedeny na základě digitálního modelu reliéfu DMR 4G poskytovaného ČÚZK.



Obrázek č. 5 Průměrná roční ztráta půdy vodní erozí pro povodí dolního Labe a Ohře.



Obrázek č. 6 Aplikace rovnice RUSLE pro povodí dolního Labe a Ohře – a) faktor erozivity deště a povrchového odtoku (R), b) faktor erodovatelnosti půdy (K), c) faktor ochranného vlivu vegetace (C), d) topografický faktor (LS), e) průměrná roční ztráta půdy (G).

4.2. Vlastní návrhy řešení

Vyčíslení ekosystémových služeb ústeckého regionu

Pro odhad peněžní hodnoty čtyř podpůrných a regulačních služeb ekosystémů potenciální přirozené vegetace (PPV) Ústeckého kraje použijeme následující tabulku rozloh PPV a k nim přiřadíme celostátně měřené hodnoty jejich čtyř podpůrných a regulačních ekosystémových služeb.

Tabulka č. 5 Plochy potenciální přirozené vegetace Ústeckého kraje a hodnoty jejich čtyř každoročních podpůrných a regulačních ekosystémových služeb

4ES PPV ÚK	Území ha	%	4ES/m ² /rok	Roční 4ES v Kč
Biková bučina	83508,71	15,90%	4647	3880649753700
Bučina s kyčelnicí devítilistou	30474,93	5,80%	4647	1416169997100
Lipová bučina s lípou velkolistou	3107,37	0,59%	4647	144399483900
Okroticová bučina	28,81	0,01%	4647	1338800700
Smrková bučina	8712,33	1,66%	4647	404861975100
Violková bučina	21396,95	4,07%	4647	994316266500
Bezkolencová doubrava	49,7	0,01%	4647	2309559000



Biková a/nebo jedlová doubrava	39235,46	7,47%	4647	1823271826200
Břeková doubrava	433,22	0,08%	4647	20131733400
Brusinková borová doubrava	6972,79	1,33%	4647	324025551300
Hrachorová a/nebo kamejková doubrava	894,17	0,17%	4647	41552079900
Jilmová doubrava	2077,88	0,40%	4647	96559083600
Kostřavová borová doubrava	1211,69	0,23%	4647	56307234300
Lipová doubrava	6253,04	1,19%	4647	290578768800
Mochnová doubrava	37632,48	7,16%	4647	1748781345600
Nerozlišené bazilní teplomilné doubravy	3711,79	0,71%	4647	172486881300
Topolová doubrava	9728,83	1,85%	4647	452098730100
Černýšová dubohabřina	234481,6	44,63%	4647	10896359952000
Komplex horských vrchovišť	185,3	0,04%	4406	8164318000
Podmáčená rohozcová smrčina	4036,07	0,77%	4406	177829244200
Třtinová smrčina	304,28	0,06%	4406	13406576800
Komplex suk. stadií na antrop. stanov. (povrch těžby aj.)	17437,05	3,32%	2869	500268964500
Střemchová jasenina	12316,17	2,34%	6185	761755114500
Vodní plochy	1175,6	0,22%	4836	56852016000
	525366	100,0%		24284475256500

4ES = čtyři životodárné podpůrné a regulační ekosystémové služby ve 22 ekosystémech ČR

Klimatizační služba = množství odpařených litrů (l/m²/rok) x 1,4 kWh (0,7 kWh chlazení, 0,7 kWh oteplování) x 4 Kč (cena 1 kWh)

Podpora malého vodního cyklu = množství vrácených litrů (l/m²/rok) x 3 Kč (cena 1 litru destilované vody)

Produkce O₂ = O₂ (kg/m²/rok) x 700 (přepočet na litr O₂) x 1 Kč (náklady na výrobu 1 litru O₂)

Podpora biodiverzity = body BVM x 2,069 (to je hodnota biotopového bodu 12,36 Kč/m² v roce 2024 (41,92 Kč) při 5 % diskontu

Jak vidno z uvedené tabulky, pokud by příroda Ústeckého kraje dostala možnost dlouhodobě se rozvíjet bez vlivu lidí, vytvořila by samoorganizovanými sukcesními procesy v horizontu jednoho až dvou století klimaxovou vegetaci převládajících doubrav a bučin, jejichž životodárné podpůrné ekosystémové služby by optimálně mohly dosáhnout každoročních přínosů ve výši 24 284 mld. Kč.

Tabulka č. 6 Plochy krajinného pokryvu Ústeckého kraje podle CLC 2018 a hodnoty jejich čtyř každoročních podpůrných a regulačních ekosystémových služeb

Třídy CLC 2018 ÚK	Území ha	Klim. ES l/m ² /rok	MVC l/m ² /rok	Prod. O ₂ kg/m ² /rok	Biodiv. body/m ²	klim. Kč/m ² /r	MVC Kč/m ² /r	O ₂ Kč/m ² /r	BD Kč/m ² /r	Σ4 ES Kč/m ² /r	Hodn. ročních 4ES ÚK v Kč
111 Městská souvislá zástavba	59	153	61	0,19	2,39	429	173	66,5	1,48	669	397337002
112 Městská nesouv. zástavba	24492	365	206	0,94	10,22	1023	588	329	6,32	1946	476726364958
121 Průmysl. a obchodní areály	7332	179	72	0,28	2,95	502	204	98	1,82	806	59091034500
122 Siln. a žel. síť, příl. prostory	1494	302	130	0,69	8,23	847	371	241,5	5,09	1464	21865160582
123 Přístavní zóny	0	324	199	0,79	8,27	906	568	276,5	5,11	1755	0
124 Letiště	53	389	197	0,97	11,94	1088	561	339,5	7,38	1996	1059550317
131 Těžba hornin	8211	232	107	0,36	13,4	650	304	126	8,28	1089	89401118476
132 Sklárky	848	444	289	1,17	7,87	1244	823	409,5	4,86	2482	21036142073
133 Staveniště	60	232	77	0,53	7,12	649	219	185,5	4,40	1057	636289723
141 Plochy městské zeleně	709	476	303	1,29	19,27	1332	863	451,5	11,91	2658	18853445484
142 Zařízení sportu a rekreace	1285	390	203	0,88	18,77	1091	578	308	11,60	1988	25541665164
211 Orná půda bez zavř. ploch	168731	323	104	0,98	11,18	903	297	343	6,91	1550	2615982790536
221 Vinice	362	439	220	1,02	15,25	1229	628	357	9,42	2223	8040893552
222 Ovocné sady a keře	6499	437	218	1,02	14,15	1225	621	357	8,74	2211	143689750329



231 Louky	66951	486	264	1,25	20,79	1362	752	437,5	12,85	2564	1716805167617
242 Kompl. syst. kultur a parcel	5193	416	206	1,06	14,08	1164	587	371	8,70	2131	110678291999
243 Přev. zem. úz. s přír. veg.	50712	463	271	1,21	21,51	1295	772	423,5	13,29	2504	1269705223235
311 Listnaté lesy	44407	634	520	1,76	39,99	1775	1482	616	24,71	3898	1730955555249
312 Jehličnaté lesy	50729	507	398	1,55	26,18	1420	1134	542,5	16,18	3113	1578977210080
313 Smíšené lesy	54254	538	420	1,56	28,48	1506	1197	546	17,60	3267	1772479507326
321 Přírodní pastviny	69	520	291	1,27	33,02	1456	830	444,5	20,41	2752	1896140901
322 Slatiny a vřes., křov. form.	0	576	393	1,59	52,99	1613	1120	556,5	32,75	3323	0
324 Přech. stadia lesa a křovin	26573	481	302	1,32	23,51	1346	860	462	14,53	2682	712704268974
332 Holé skály	0	474	317	1,26	39,79	1327	903	441	24,59	2696	0
411 Vnitrozemské bažiny	25	672	516	1,89	33,47	1883	1470	661,5	20,68	4035	1014488865
412 Rašeliniště	1263	729	598	2,04	53,29	2040	1704	714	32,93	4492	56718756004
511 Vodní toky a cesty	1658	567	453	1,66	23,14	1586	1290	581	14,30	3472	57558032614
512 Vodní plochy	3398	597	492	1,77	18,67	1672	1401	619,5	11,54	3704	125863912872
Celkem	525366										12617678098434

Oproti přirozenému potenciálu skutečná ekosystémová účinnost dlouhodobě antropogenizovaného krajinného pokryvu Ústeckého kraje, vyjádřená v položkách Corine Land Cover 2018, dosahuje každoročně 12 617,7 mld. Kč, tj. přibližně jen lehce nadpoloviční, 52% hodnotu potenciálně maximálních životodárných ekosystémových služeb. Z rozdílu částek v tab. 5 a 6 plyne, každoroční ekologická újma z dlouhodobé antropogenizace krajiny činí 11 667 mld. Kč. Jestliže roční hrubý domácí produkt (HDP) Ústeckého kraje činil v r. 2023 cca 419 mld. Kč, znamená to, že **každoroční ekologická újma v podobě snížených životodárných ekosystémových služeb je cca 28krát větší než roční hrubý domácí produkt vytvořený v roce 2023 lidmi v tomto regionu.**

Chce-li politické vedení dlouhodobě ekologicky poškozovaného Ústeckého kraje nastoupit na cestu reálné sociální a ekonomické udržitelnosti regionu, musí začít rychlou obnovou životodárné udržitelné krajiny regionu a přijmout tak fakta z předchozího odstavce jako vyjádření nejdůležitějších společných zájmů občanů Ústeckého kraje, neboť trend rychle narůstajících klimatických extrémů lze v duchu preferencí v triádě ekologických, ekonomických a sociálních cílů udržitelnosti zvrátit jen s absolutní prioritou rychlých a relativně nejefektivnějších (měrně nejlevnějších) vkladů do masivnější obnovy přirozené ekosystémově funkční krajiny.

Velmi dobrým příkladem může být německé Hesensko, ze kterého vzešla Metoda hodnocení biotopů, a které i při přibližně dvojnásobně vysoké lidnatosti (294 obyv./km²) oproti Ústeckému kraji (152 obyv./m²) má i v rámci SRN vysoký 42 % podíl lesů na rozloze této spolkové země. Právě v Hesensku jako jedné z nejlidnatějších a zároveň nejlesnatějších zemí Spolkové republiky Německa byl biotopovou expertní metodou hodnocení dán významný impuls k rozvoji systémových expertních metod hodnocení přírody, které se s globálně klesajícími plochami přirozených biotopů a životodárných přirozených lesních ekosystémů stávají stále důležitějšími pro věrohodná hodnocení krajiny na všech kontinentech. Úměrně s tím v čase klesá schopnost tradičních subjektivních metod hodnocení založených na zjišťování ochoty lidských jedinců platit za přínosy přírody v biodiverzitě a ekosystémových službách, protože stále více podhodnocují energetickou a termodynamickou podstatu fungování živých společenstev lidí i přírody.

Časoprostorová diferenciacie environmentálních rizik pro efektivní adaptivní management krajiny



V rámci řešení projektu budou vytvořeny podkladové geodatabáze pro zefektivnění rozhodovacích procesů Ústeckého kraje a místních samospráv. Vytvořené mapové podklady budou umístěny na webové mapové aplikaci na platformě ArcGIS Serveru. Tyto mapové podklady umožní efektivnější alokace finančních prostředků na adaptivní management kraje pro konkrétní lokality a pro konkrétní environmentální problémy dané lokality. Jedná se tedy o **prostorovou diferenciaci řešení různých typů adaptačních opatření v krajině** ústeckého kraje. Pro další zefektivnění a optimální vynaložení finančních prostředků je nutné vhodné **dimenzování** adaptivního managementu vodního režimu krajiny, resp. **počet a velikost navrhovaných adaptačních opatření**. Pro tyto účely budou řešené mapové podklady environmentálních rizik dimenzovány podle **pravděpodobnosti opakování za N let** (5, 10, 25, 50). Kromě dimenzování a prostorové diferenciace adaptivního managementu je klíčový také časový aspekt, a to jak z hlediska **výskytu v určité části roku**, tak z hlediska predikce vývoje daného environmentálního rizika v následujících dekádách. Mapové podklady uvedených environmentálních rizik budou tedy vytvořeny pro jednotlivé měsíce a pro jednotlivé dekády do roku 2050. Tato **časoprostorová diferenciaci environmentálních rizik** umožní plně efektivní rozhodování o alokaci finančních prostředků a návrhu konkrétních typů adaptačních opatření, jejich dimenzování a jejich optimální rozložení v čase.

Jak bylo již uvedeno, hlavním aspektem na základě kterého jsou v rámci PÚ navrhovány adaptační opatření - resp. protierozní opatření s doplňujícími retenčními a ekologickými funkcemi, je analýza dlouhodobé průměrné roční ztráty půdy. Analogicky se přímo nabízí využití rizika ztráty půdy vodní erozí jako **ukazatel narušení malého hydrologického cyklu**. Důvod je prostý - tam, kde je vysoké riziko ztráty půdy dochází k různým formám degradace půdy (např. dehumifikace, utužení) a **nepříhodné transformaci dešťových srážek** do podoby povrchového odtoku významně převažujícího nad podpovrchovým. To znamená, že na místo retence a evapotranspirace v krajině, resp. efektivní výměně vody mezi půdou a atmosférou v rámci malého hydrologického cyklu, dochází k **rychlému odtoku vody a odvodňování krajiny**. V detailních analýzách je dále možné se zaměřit také na lokální vliv fyzikálních charakteristik půd na retenční schopnosti krajiny, resp. na dobu zpoždění a dobu koncentrace povrchového odtoku při daných parametrech srážek. Naše řešení tedy spočívá v detailní časoprostorové diferenciaci erozního rizika v plně distribuované formě v rozlišení 5 x 5 m. To v praxi znamená, že budeme vědět nejen ve kterém katastrálním území je třeba přistoupit k prioritní **aplikaci adaptačních opatření, ale i na kterém konkrétním pozemku, resp. určité části pozemku**. Při takto detailní regionální analýze lze pak přistoupit k dílčím řešením jednotlivých pozemků v rámci území kraje při dosažení významné efektivity ve smyslu protierozní ochrany a **úspory finančních nákladů v porovnání s řešením celých katastrálních území jednotlivě**. Aby bylo dosaženo ještě větší efektivity, bude dále riziko diferencováno z hlediska pravděpodobnosti výskytu za N let a také z hlediska výskytu v dané části roku - jednotlivé měsíce, vegetační a mimovegetační období, nebo období po sklizni, což umožní efektivnější rozhodování pro aplikaci agrotechnických opatření.

Podle první uvedené strategie detailní časoprostorové diferenciaci erozního rizika budeme vědět na kterém místě, v jakém počtu a velikosti (dimenzování) realizovat adaptační opatření. Přesná lokalizace opatření v místech překročení tzv. přípustné délky svahu nebo přípustné ztráty půdy je však limitováno vlastnickou fragmentací zemědělské půdy a jejich administrativně právními důsledky. Před samotným procesem PÚ se tedy nabízí druhá navrhovaná strategie plošné realizace nízkonákladových adaptačních prvků v krajině s retenční a protierozní funkcí.

Analýzou katastrálních map, starých map a archivních leteckých snímků (z roku 1953) jsme identifikovali perspektivní možnost **využití zaniklých (rozoraných) polních cest**, které jsou stále ve vlastnictví obcí. Protože jediným **vlastníkem je obec**, odpadá nutnost jednání s desítkami vlastníků. Tyto zaniklé polní cesty často vedou po vrstevnici nebo šikmo přes rozsáhlé půdní bloky (nad 30 ha),



kteří jsou obzvláště náchylné k degradačním procesům. Směr těchto cest byl záměrně navržen tak, aby se při výstavbě minimalizovaly výškové rozdíly, což z nich činí velmi vhodná místa pro umístění protierozních opatření. Jelikož jsou tyto plochy ve vlastnictví obcí, mohou jimi obce nakládat bez nutnosti dohody se zemědělci, a to např. ukončením nájemních smluv.

Pozornost je nutné věnovat také způsobu řešení **nízkonákladových retenčních prvků** a jejich umístění na prostorově omezených plochách rozoraných (zaniklých) polních cest. Podstata spočívá právě v umístění v omezeném prostoru zaniklých polních cest, které vedou s různými odchylkami od vrstevnice nebo po spádnicí a mohou být zároveň spojeny s pěšinou pro účely zvýšení prostupnosti monokulturní zemědělské krajiny. Jedná se tedy o **jednu z dalších variant protierozních opatření** vedle standardně používaných protierozních průlehů, příkopů a hrázek. Podle posouzení projektanta mohou tato opatření na sebe funkčně navazovat. K dispozici jsou také menší pozemky rozoraných remízků, zaniklých rybníků, koryt vodních toků aj. Celková plocha těchto zaniklých prvků v krajině představuje významnou plochu, pro návrh protierozních, ekologických a vodohospodářských opatření. Detailní analýza dostupnosti těchto ploch v ústeckém kraji je momentálně v řešení. Jedná se ale nepochybně o unikátní příležitost obcí a státu, nejen k **obnově přirozených retenčních a protierozních funkcí krajiny**, ale také ke kreativnímu přístupu k tvorbě krajiny z hlediska **estetického, rekreačního a turistického** a v poslední řadě z hlediska **biodiverzity**.

4.3. Praktická proveditelnost a udržitelnost metod hodnocení a managementu krajiny

Aplikovatelnost obou systémových expertních metod, metody hodnocení biotopů i ekosystémové metody Energie-voda-vegetace a jimi získaných hodnotových relací je řádově jednodušší oproti subjektivním metodám dotazníkového šetření ochoty vybraných respondentů platit za obnovu a udržování žádoucí biodiverzity, tak zejména platit za obnovu klimatických a vodozádržných ekosystémových služeb krajiny regionu. Závisí jen na ochotě lidí, jimi volených zastupitelů a jejich politických stran přijmout reálný fakt, že současné nakládání s krajinou je globálně výrazně neudržitelné a ohrožuje udržení života budoucích generací lidí. Základem přechodu k ekonomické, sociální i ekologické udržitelnosti v regionálním kontextu je politicky postavit společný zájem obyvatel regionu na rychlé obnově udržitelné krajiny nad zájmy soukromých vlastníků půd na snižování biodiverzity a ekosystémových služeb za účelem vlastního obohacování. Obě popsané metody peněžního hodnocení netržních přínosů krajiny poskytují systémově podložené údaje pro objektivizovanou posuzování společenských přínosů a společenských nákladů vyvolaných antropogenními změnami ve struktuře krajiny ústeckého regionu.

Za dobu existence předmětu Hodnocení a oceňování přírodních zdrojů na FŽP UJEP jej absolvovalo na stovky studentů, kteří v rámci seminárních a diplomových prací provedli hodnocení nejrůznějších projektů krajinných změn v měřítku od jednotlivých parcel až po velkoplošná kácení horských smrčín pro výstavby lyžařských sjezdovek v Krušných horách (skiareál Plešivec, skiareál Klínovec jih), podpořené navíc ze 40 % ekologicky kontraproduktivními dotacemi z EU přes justičně neblaze proslulý ROP Severozápad. Není proto nijak divné, že v ústeckém regionu s krajinou dlouhodobě poškozovanou nejen povrchovými těžbami uhlí a průmyslovými aktivitami, ale nově i likvidacemi krušnohorských smrčín a bučin za účelem lidské zábavy a osobního obohacování, narůstá frekvence i intenzita suchých period. Ztráta horských lesů je klimaticky devastující investování do projektů, v nichž ekologické újmy čili ztráty ekosystémových služeb pro občany ústeckého regionu ze smýcených lesů násobně převyšují ekonomické příjmy soukromých vlastníků.



Praktický způsob aplikace v reálném prostředí transformace Ústeckého kraje spočívá ve vytvoření webové mapové aplikace: www.management-krajiny-ul.cz. Pracovní verze aplikace bude připravena v říjnu 2025. V průběhu roku 2026 budou doplněny jednotlivé mapové podklady a dílčí funkcionality aplikace. Aplikaci bude následně možné doplňovat a rozšiřovat dle připomínek v rámci týmu nebo na základě zpětné vazby ze strany kraje. Návod na využití jednotlivých map a funkcionalit aplikace bude uveden v metodické příručce. Aplikace bude sloužit pro ústecký kraj a jednotlivé obce pro management vodního režimu zemědělské krajiny. Cílem je vytvořit **flexibilní systém, který bude schopen reagovat na klimatické výzvy s větší rychlostí a efektivitou** než v současnosti dostupné nástroje.

Návrh rozdělení mapové aplikace:

A. Vodní eroze

- 1) Mapy ztráty půdy vodní erozí pro jednotlivé měsíce i celková.
- 2) Mapy erozního rizika v mimovegetačním období (po sklizni).
- 3) Mapy erozního rizika podle pravděpodobností opakování za N let.
- 4) Mapy vývoje erozního rizika pro jednotlivé dekády 2030, 2040, 2050.

B. Eroze z tání sněhu


- 1) Mapy ztráty půdy erozí z tání sněhu pro - podzim, zima, jaro i celková.
- 2) Mapy erozního rizika podle pravděpodobností opakování za N let.
- 3) Povrchový odtok z tání sněhu – rizika podle opakování za N let.

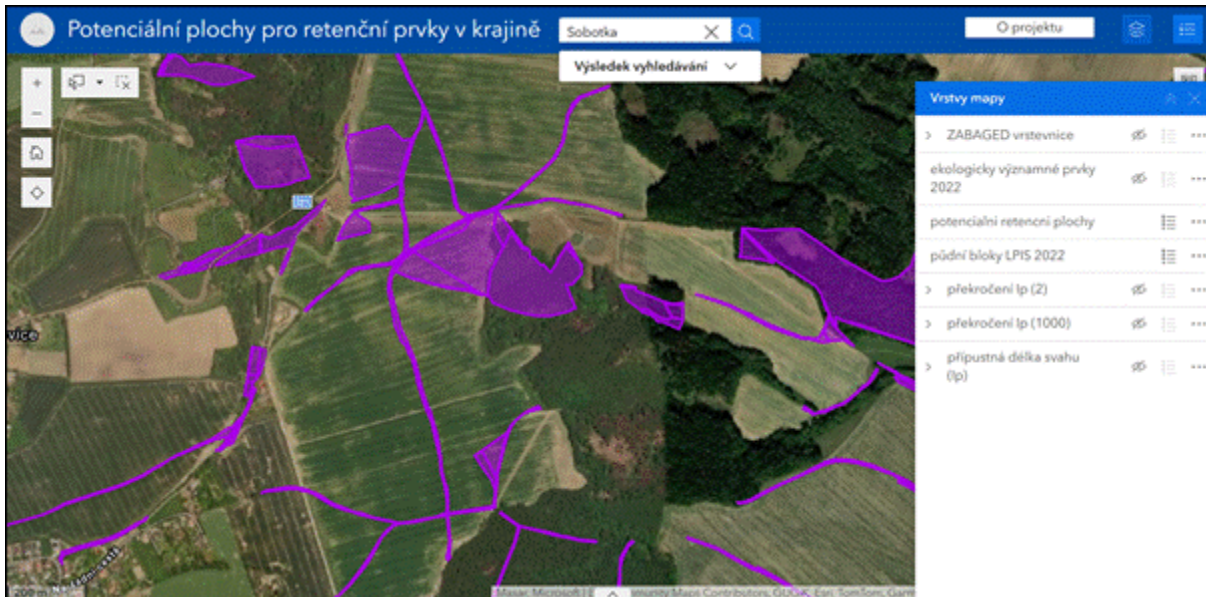
C. Znečištění povrchových vod

- 1) Mapa průměrného ročního transportu splavenin do povrchových vod povodí IV. řádu
- 2) Transport splavenin do povrchových vod pro návrhové srážky podle pravděpodobností opakování za N let.
- 3) Vývoj transportu splavenin do povrchových vod pro jednotlivé dekády 2030, 2040, 2050.

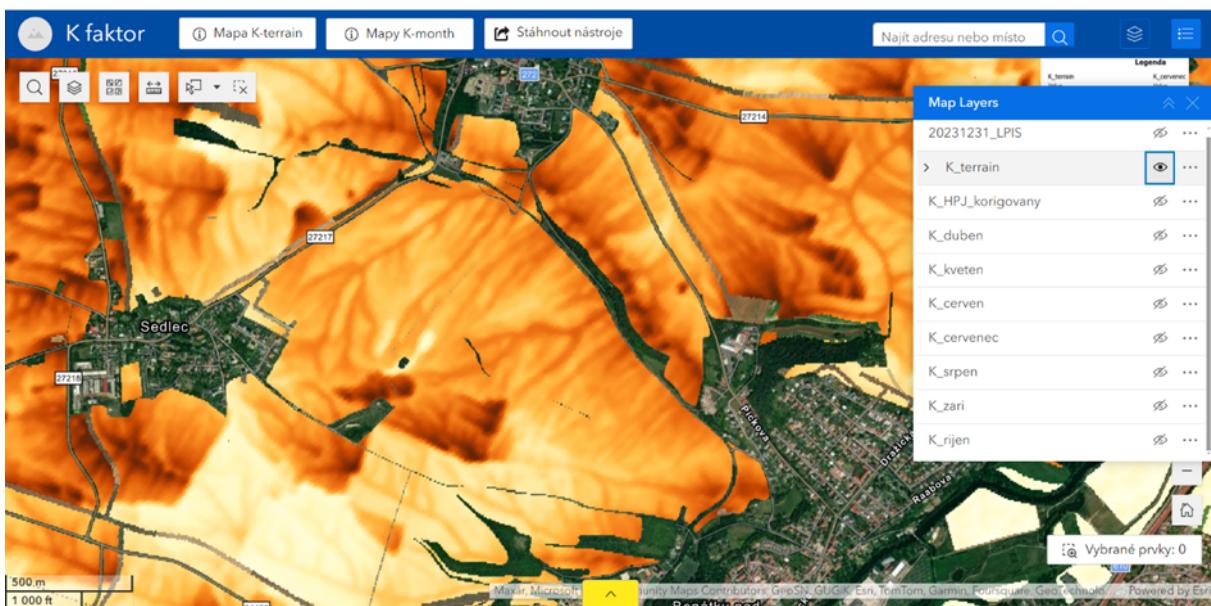
D. Malý vodní cyklus

- A) řešení lokálních intenzivních srážko-odtokových událostí:
- 1) Mapa segmentace území podle transformace srážek a rychlosti infiltrace a retenční vodní kapacity
- B) Narušení malého hydrologického cyklu:
- 1) Mapa segmentace ploch s deficitem evapotranspirace - kde není naplněn retenční potenciál krajiny a kde je překročen

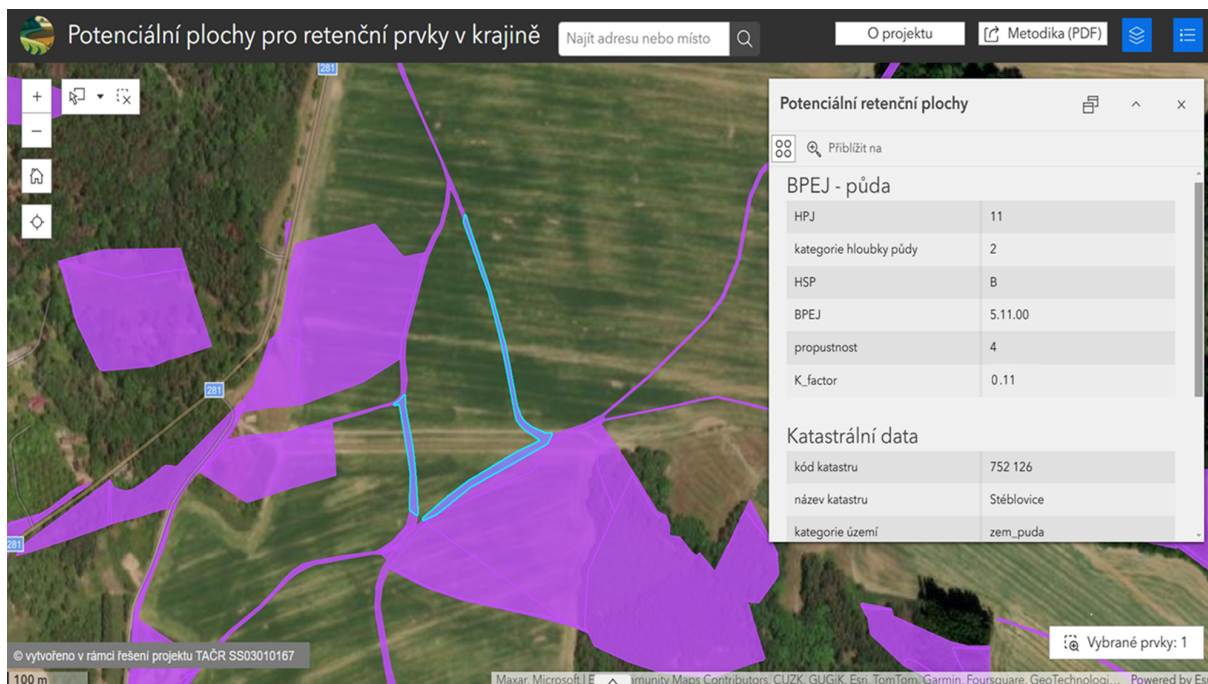
Uživatelské rozhraní aplikace je velmi intuitivní. Na obrázcích 7 až 10 uvádíme ukázky aplikací vytvořených v rámci jiných výzkumných projektů. Připravovaná aplikace bude mít velmi podobné uživatelské rozhraní i funkcionality. Na této aplikaci je možné vyhledat mapové podklady pro konkrétní lokalitu. Jednotlivé mapy v aplikaci lze vypínat a zapínat. V pravém horním rohu aplikace lze zobrazit jednotlivé mapy a klikem na ikonu  lze mapu zobrazit nebo vypnout.



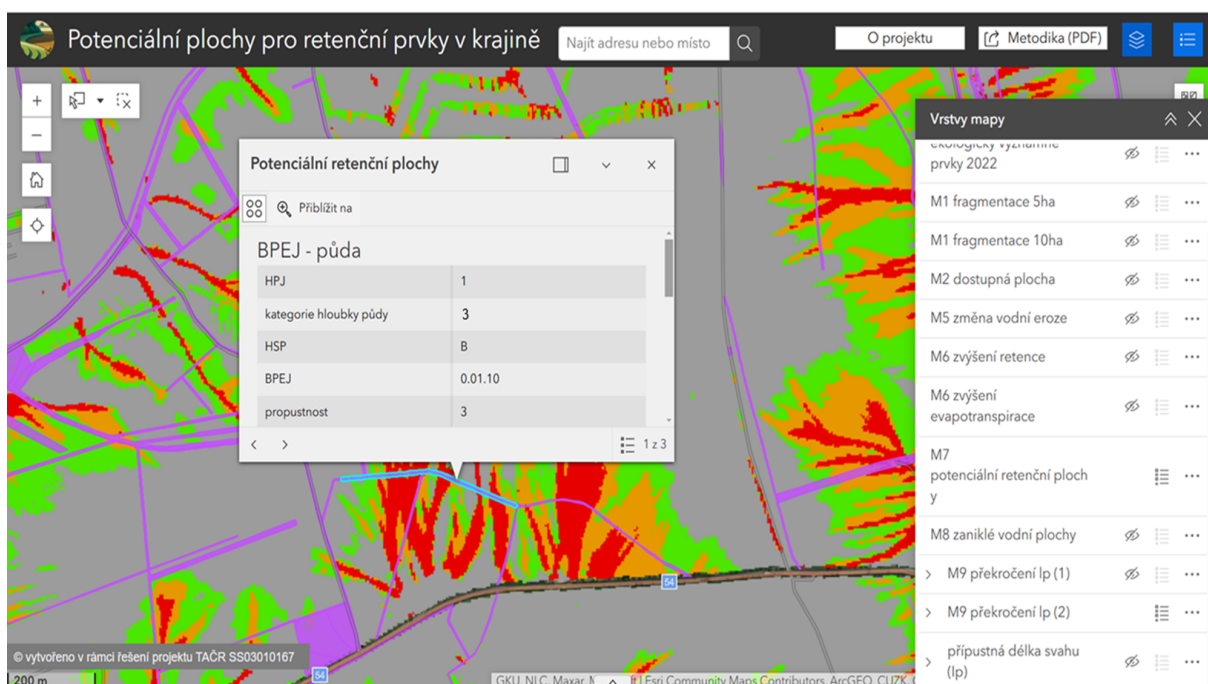
Obrázek č. 7 Ukázka uživatelské rozhraní webové mapové aplikace.



Obrázek č. 8 Ukázka uživatelské rozhraní webové mapové aplikace - erodovatelnost půdy.



Obrázek č. 9 Ukázka uživatelské rozhraní webové mapové aplikace - zjišťování informací o pozemku.



Obrázek č. 10 Ukázka uživatelské rozhraní webové mapové aplikace - zjišťování informací o pozemku na podkladu rastrové mapy.

5. Závěr

Vytvořením digitální mapy potenciální přirozené vegetace a mapy aktuální CLC 2018 Ústeckého kraje a odpovídajících tabulek s plochami zastoupených položek je položen základ pro regionální aplikaci jak Metody hodnocení biotopů, tak i ekosystémové metody Energie-voda-vegetace. Jejich využitím získávají krajské zastupitelské orgány, ale i orgány obcí a dalších institucí, ale i občané zainteresovaní



v územním rozhodování velmi cenné peněžně vyjádřené údaje o potenciálu a skutečných netržních přínosech krajiny pro biodiverzitu a ekosystémové služby ústeckého regionu, ale i o nákladech z projektů její antropogenizace za účelem ekonomického prospěchu. Obě metody jsou aplikovatelné na jakýkoliv projekt využívající krajinu a metody umožňují hodnotit jakékoliv změny v krajině od jednoho čtverečního metru. Územní rozhodování je tím postaveno na systémově objektivizovaných a peněžně kvantifikovaných údajích o společenských výnosech a společenských nákladech každé změny v krajině regionu. **Autoři biotopové i ekosystémové metody peněžního hodnocení krajiny jsou připraveni orgánům ochrany životního prostředí a územního rozhodování Ústeckého kraje poskytnout v případech konkrétních projektů co nejširší metodickou podporu a pomoc.**

Pro širší praktické využití obou uvedených expertních metod netržního hodnocení biotopů a ekosystémů, které již byly přijaty v mezinárodní impaktované literatuře jako inovační metody transdisciplinárního systémového hodnocení krajiny, je nutné v právním výkladu odpovědnosti za poškozování ŽP v § 27 zák. č. 17/1992 upravit dosavadní korupční výklad, omezující poškozování jen na nelegální aktivity, systémovým výkladem uznávajícím, že znečišťování i poškozování ŽP jsou dvě formy znehodnocování ŽP bez ohledu na to, zda jsou způsobovány legální či nelegální lidskou činností.

Aktuálně je proto naléhavě nutné zejména změnit judikát ve výkladu § 27 zákona č. 17/1992 Sb. o životním prostředí, podle kterého se ekologická újma dosud omezuje jen na nepovolené poškozující aktivity. Tento judikát je systémově chybný a společensky vysoce škodlivý. Tento nepodložený právní výklad, prosazený lobbisty neekologického podnikání a sociálně nespravedlivého podnikání bez přívlastků, vyvolává systémovou korupci na stavebních a dalších správních úřadech, protože podpisem správního úředníka se stává ekonomická činnost legální, a tudíž i formálně nepoškozující, přestože ve skutečnosti ekologické újmy způsobuje. Tento redukující právní výklad § 27 odporuje celkové logice tohoto střešového zákona 17/1992 Sb., který jasně definuje, že znečišťování a poškozování ŽP jsou dva základní způsoby znehodnocování ŽP a oba tyto způsoby se musí vztahovat na nelegální i legální aktivity, protože znečišťování i poškozování ŽP jsou vědeckými metodami prokazatelné a změřitelné jevy. Dosavadní právní výklad má silně korupční podstatu, rozvrací integritu a potřebné propojování ekonomických a ekologických systémů a je základem dosavadního přežívání zruďné sociální nerovnosti v ČR, podle níž dosud za poškozování životního prostředí neplatí poškozovatel (legalizovaný podpisem správního úředníka), nýbrž poškození občané ze svých daní.

Z výzkumu dále vyplývá, že současný stav zemědělské krajiny Ústeckého kraje je výsledkem kombinace přírodních faktorů a socioekonomických bariér, které výrazně oslabují schopnost krajiny zadržovat vodu a čelit dopadům klimatické změny. Významnou roli v degradaci hraje jak historická kolektivizace a intenzifikace zemědělství, tak současná extrémní fragmentace vlastnických vztahů, která ztěžuje realizaci adaptačních opatření.

Hlavním systémovým nástrojem zůstávají komplexní pozemkové úpravy, které umožňují plánovat a realizovat krajinotvorná opatření. Jejich realizace je však pomalá a omezená – pouze cca 16 % navržených protierozních opatření se skutečně uskuteční. Vzhledem k potřebě rychlé adaptace na klimatickou změnu je nezbytné hledat doplňkové strategie, které umožní operativnější a efektivnější zásahy v krajině. Jako nejperspektivnější se jeví využití obecních pozemků, zejména zaniklých polních cest, které lze bez složitých majetkoprávních jednání využít pro umístění retenčních a protierozních opatření. Tyto cesty často sledují vrstevnice nebo vedou šikmo přes rozsáhlé bloky orné půdy, a jsou tak ideálně situovány pro snižování povrchového odtoku a erozi. Detailní analýza těchto lokalit může významně zvýšit efektivitu protierozních opatření.



Dalším důležitým výstupem projektu je příprava webové mapové aplikace, která bude obsahovat časoprostorové mapy rizik (např. vodní eroze, transport splavenin, narušení malého hydrologického cyklu). Tato aplikace umožní krajským úřadům a obcím zacílit adaptační opatření na konkrétní lokality, a to s ohledem na aktuální klimatické hrozby i jejich predikovaný vývoj do roku 2050.

Závěrem lze říci, že budoucnost vodního režimu zemědělské krajiny Ústeckého kraje závisí na schopnosti propojit data, technologické nástroje a správní rozhodování do flexibilního a funkčního systému. Pouze tak lze čelit výzvám spojeným se změnou klimatu efektivně, včas a s respektem k místním podmínkám.

6. Seznam zdrojů

1. Alexander, E.B. 1986. Rates of soil formation from bedrock or consolidated sediments. *Physical Geography*, 6(1), 26–42.
2. Amsterdam_Declaration_on_Global_Change_2001.pdf
3. Arnold J.G., Srinivasan R., Muttiah R.S., Williams J.R. 1998. Large area hydrologic modelling and assessment Part I: model development. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 34: 73–89
4. Bagarello V., Di Stefano C., Ferro V., Pampalone V. 2015. Establishing a soil loss threshold for limiting rilling. *J. Hydrol. Eng. ASCE* 20:C5014001-1-C5014001-12.
5. Baskan, O., Cebel, H., Akgul, S., Erpul, G. 2010. Conditional simulation of USLE/RUSLE soil erodibility factor by geostatistics in a Mediterranean Catchment, Turkey. *Environmental Earth Sciences*, 60(6.1179-1187).
6. Bockstael, N.E.; Freeman, A.M., III; Kopp, R.J.; Portney, P.R.; Smith, V.K. On Measuring Economic Values for Nature. *Environ. Sci. Technol.* **2000**, 34, 1384–1389.
7. Bosch D., Theurer F., Bingner R., Felton G., Chaubey I. 1998. Evaluation of the AnnAGNPS water quality model. In: Parsons J.E., Thomas D.L., Huffman R.L. (eds.. *Agricultural Non-Point Source Water Quality Models: Their Use and Application*. Florida, CSREES and EWRI: 45–54.
8. Browning, G.M., Parish, G.L., Glass, J. 1947. A method for determining the use and limitation of rotation and conservation practices in the control of soil erosion in Iowa. *Journal of American Society of Agronomy* 39, 65–73.
9. Brychta, J. 2023. Application use of GIS tools for soil loss evaluation by erosion. Ph.D. Thesis. Mendel University Brno, Czech Republic, p. 223.
10. Brychta, J., Brychtová, M. 2020. Possibilities of including surface runoff barriers in the slope-length factor calculation in the GIS environment and its integration in the user-friendly LS-RUSLE tool. *Soil and Water Res.*, 15: 246–257.
11. Brychta, J., Janeček, M. 2017. Evaluation of discrepancies in spatial distribution of rainfall erosivity in the Czech Republic caused by different approaches using GIS and geostatistical tools. *Soil Water Res.* 12 (No. 2), 117–127.
12. Brychta, J., Vopravil, J., Brychtová, M., Kozlovský Dufková, J., Podhrázká, J., Šťastná, M., Pacina, J., Popoelka, J., Děd, T., Zálešák, P., Urbanová, M., Maxianová, A., Kincl, D., Khel, T. 2024. Transformation of National Soil Maps into Spatially Distributed Values of Soil Erodibility Factor According to Terrain Morphology and Soil Catena Pattern Using GIS Tools. Available at SSRN: <https://ssrn.com/abstract=4763389> or <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.4763389>
13. Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R. *et al.* The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* **387**, 253–260 (1997). <https://doi.org/10.1038/387253a0>
14. Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S.J., Kubiszewski, I., Farber, S., Turner, R.K., 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Glob Environ Chang* 26, 152–158. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>.



15. Costanza, R. Valuing natural capital and ecosystem services toward the goals of efficiency, fairness, and sustainability. *Ecosyst. Serv.* **2020**, *43*, 1–7.
16. Ellison D, CE Morris, B Locatelli, D Sheil, J Cohen, D Murdiyarto et al. Trees, forests and water: Cool insights for a hot world, *Global environmental change* *43*, 51-61
17. Daly, H., 1992. Allocation, distribution, and scale: towards an economics that is efficient, just, and sustainable. *Ecol. Econ.* *6* (3), 185–193.
18. Daly H., J. Farley. 2004, 2011. *Ecological Economics, Principles and Applications*. Washington, Covelo, London: Island Press.
19. De Jong S.M. 1994. Derivation of vegetative variables from a Landsat TM image for modelling soil erosion. *Earth Surface Processes and Landform*, *19*: 165–178.
20. Desmet, P.J.J., Govers, G. 1996. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. *Journal of Soil and Water Conservation*, *51*: 427–433.
21. Diodato, N., Fagnano, M., Alberico, I. Battista Chirico, G. 2011. Mapping soil erodibility from composed data set in Sele River Basin, Italy. *Nat Hazards* *58*, 445–457. <https://doi.org/10.1007/s11069-010-9679-2>
22. Dostál, T., Janeček, M., Kliment, Z., Krása, J., Langhammer, J., and Vrána, K. 2007. Czech Republic. In J. Boardman, and J. Poesen (Eds.), *Soil erosion in Europe* (pp. 107–116). Chichester: John Wiley and Sons.
23. Duan X.W., Yun X., Feng Y.J., Yin, S.Q. 2009. Study on the method of soil productivity assessment in black soil region of Northeast China. *Agr Sci China*, *8*(4.472–481).
24. Dunn M., Hickey R., 1998. The effect of slope algorithms on slope estimates within a GIS. *Cartography*, *27*: 9–15.
25. Durigon, V.L., Carvalho, D.F., Antunes, M.A.H., Oliveira, P.T.S., Fernandes, M.M., 2014. NDVI time series for monitoring RUSLE cover management factor in a tropical watershed. *Int. J. Remote Sens.* *35* (2), 441–453.
26. Dziegielewska, D. 2013. Total economic value. <http://www.eoearth.org/view/article/156666>
27. Expertní stanovisko AVex 4/2020 Klimatická změna – fenomén současnosti, <https://www.avcr.cz/export/sites/avcr.cz/cs/veda-a-vyzkum/avex/files/2020-04.pdf>
28. Fairfield J., Leymarie P. 1991. Drainage networks from grid digital elevation models. *Water Resources Research*, *27*: 709–717.
29. Ferro V., Minacapilli M. 1995. Sediment delivery processes at basin scale. *Hydrological Sciences Journal*, *40*: 703–717.
30. Freeman T.G. 1991. Calculating catchment area with divergent flow based on a regular grid. *Computers and Geosciences*, *17*: 413–422.
31. Hanel, M., M'aca, P., Basta, P., Vlnas, R., Pech, P. 2016. Rainfall erosivity factor in the Czech Republic and its Uncertainty. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* *20*, 4307–4322.
32. Hesslerová P, Pokorný, J. 2010. Forest clearing, water loss, and land surface heating - the cost of development in Kenya. *International Journal of Water.* *5*(4): 401-418
33. Hesslerová, P., Huryňa, H., Pokorný, J., Procházka, J., 2018. The effect of forest disturbance on landscape temperature. *Ecol. Eng.* *120*, 345–354. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.06.011>.
34. Hickey R. 2000. Slope angle and slope length solutions for GIS. *Cartography*, *29*: 1–8.
35. Hickey R., Smith A., Jankowski P. 1994. Slope length Calculations from a DEM with in ARC/INFO GRID. *Computers, Environment and Urban Systems*, *18*: 365–380.
36. Jehne W. *Restoring Regional rainfalls*, 2011
37. Jenson S.K., Dominique J.O. 1988. Extracting topographic structure from digital elevation data for geographic information system analysis. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, *54*: 1593–1600.
38. Karydas G.Ch., Panagos P. 2016. Modelling monthly soil losses and sediment yields in Cyprus. *International Journal of Digital Earth*, *9*: 766–787.



39. Kinnell P.I.A. 2008. Sediment delivery from hillslopes and the universal soil loss equation: some perceptions and misconceptions. *Hydrological Processes*, 22: 3168–3175.
40. Knisel W.G. 1980. Creams: A Field Scale Model for Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems. Conservation Research Report No. 26, US Department of Agriculture.
41. Kohut, M. (2003): Vybrané metody výpočtu evaporace a evapotranspirace in Rožnovský, J., Litschmann, T. (ed): Seminář „Mikroklima porostů“, Brno, 26. března 2003, ISBN 80-86690_05-9, 172-186.
42. Konečná J., Podhrázká J., Karásek P., Dumbrovský M. 2011. Soil and water conservation within the framework of land consolidation process in the Hubenov Cadastre (Czech Republic). *Moravian Geographical Reports*, 19(3): 8–14.
43. Lin, C.Y., Lin, W.T., Chou, W.C. 2002. Soil erosion prediction and sediment yield estimation, the Taiwan experience. *Soil Tillage Res.* 68 (2), 143–152.
44. Litschman, T. (2005): Srovnání výpočetních metod potenciální evapotranspirace in Rožnovský, J., Litschmann, T. (ed): Seminář „Evaporace a evapotranspirace“, Brno, 23. března 2005, ISBN 80-86690-24-5, 47- 58.
45. Littleboy, M., Freebairn, D.M., Hammer, G.L., Silburn, D.M. 1992. Impact of soil-erosion on production in cropping systems simulation of production and erosion risks for a wheat cropping system. *Australian Journal of Soil Research*, 30: 775–788.
46. Liu, B.Y., Zhang, K.L., Xie, Y. 2002. An empirical soil loss equation. In: Proc. 12th ISCO, Beijing, May 26–31, 2002: 143–149.
47. Marek M., Trnka M., Janouš D. 2022. Věda a pseudověda: co může za klimatické změny, MFD 29.10.2022.
48. Marshall, A. 1920. *Principles of Economics*. London: Macmillan; reprinted by Prometheus Books. ISBN 1-57392-140-8.
49. McMenamin M.A.S. and McMenamin D.L. *Hypersea, Life on Land*, Columbia Univ. Press, 1996
50. MEA Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
51. Mirtskhulava, T.E., 2001. On the maximum soil loss tolerance. *Eurasian Soil Science*, 34(3). 321–325.
52. Mitášová, H., Hofierka, J., Zlocha, M., Iverson, L.R. 1996. Modelling topographic potential for erosion and deposition using GIS. *International Journal of Geographical Information Systems*, 10: 629–641.
53. Mitášová, H., Mitáš, L. 1999. Modelling Soil Detachment with RUSLE 3D Using GIS. University of Illinois at Urbana-Champaign. Available at: <http://skagit.meas.ncsu.edu/~helena/gmslab/erosion/usle.html>
54. Moore I.D., Grayson R.B., Landson A.R. 1991. Digital terrain modelling: A review of hydrological, geomorphological, and biological applications. *Hydrological Processes*, 5: 3–30.
55. Moore I.D., Wilson J.P. 1992. Length-slope factors for the revised universal soil loss equation: simplified method of estimation. *Journal of Soil and Water Conservation*, 47: 423–428.
56. Nešpor, Z.R. 2006. 'The son has ploughed', but a foreignson. Five case studies on transformation strategies in Czech agriculture after 1989. *Czech Sociological Review*, 42(6): 1171–1194.
57. O'Callaghan J.F., Mark D.M. 1984. The extraction of drainage networks from digital elevation data. *Computer Vision, Graphics and Image Processing*, 28: 323–344.
58. Odum, E. P. *The Strategy of Ecosystem Development*. *New Sci.* 1969, 164, 3877.
59. Odum, E. P. *Fundamentals of Ecology*, 3rd ed.; W. B. Saunders Co.: Philadelphia, PA, USA, 1971.



60. Orlandini S., Moretti G., Franchini M., Aldighieri B. Testa B., 2003. Path-based methods for the determination of non-dispersive drainage directions in grid-based digital elevation models. *Water Resource Research*, 39: 1144–1151.
61. Panagos P., Ballabio C., Borrelli P., Ballabio C., Borrelli P., Meusburger K., Klik A., Rousseva S., Tadić M.P., Michalides S., Hrabalíková M., Olsen P., Aalto J., Laka-tos M., Rymaszewicz A., Dumitrescu A., Beguería S., Alewell Ch. 2015a. Rainfall erosivity in Europe. *Science of the Total Environment*, 511: 801–814.
62. Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K., Yu, B., Klik, A., Lim, K., Yang, J., Ni, J., Chattopadhyay, N., Sadeghi, S.H., Hazbavi, Z., Zabihi, M., Larionov, G., Krasnov, S., Gorobets, A., Levi, Y., Erpul, G., Birkel, Ch., Ballabio, C. 2017. Global rainfall erosivity assessment based on high-temporal resolution rainfall records. *Scientific Reports* 7, Article number, 4175, DOI: 10.1038/s41598-017-04282-8.
63. Panagos, P., Christos, K., Cristiano, B., Ioannis G. 2014. Seasonal monitoring of soil erosion at regional scale: An application of the G2 model in Crete focusing on agricultural land uses. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 27: 147–155.
64. Petit, J., Jouzel, J., Raynaud, D. *et al.* Climate and atmospheric history of the past 420,000 years from the Vostok ice core, Antarctica. *Nature* 399, 429–436 (1999).
<https://doi.org/10.1038/20859>
65. Pierce, F.J. Larson, W.E., Dowdy, R.H., 1984. Soil loss tolerance: maintenance of longterm soil productivity. *Journal of Soil and Water Conservation* 39(2), 136–138.
66. Podhrázská J, Kučera J, Karásek P, Konečná J. 2015b. Land degradation by erosion and its economic consequences for the region of South Moravia (Czech Republic). *Soil and Water Res.*, 10: 105–113
67. Prigogine I., Stengersová, I.: Řád z chaosu. Praha 2001
68. Quinn P., Beven K., Chevallier P., Planchon O. 1991. The prediction of hillslope flowpaths for distributed hydrological modelling using digital terrain models. *Hydrological Processes*, 5: 59–79.
69. Renard K.G., Foster G.R., Weesies G.A., McCool D.K., Yoder D.C. 1997. Predicting Soil Erosion by Water : A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). *Agricultural Handbook No. 703*, Washington, D.C., USDA, Agricultural Research Service.
70. Rockström, J., Steffen, W., Noone, K. *et al.* A safe operating space for humanity. *Nature* 461, 472–475 (2009). <https://doi.org/10.1038/461472a>
71. Ruan, F.S. 1997. The discussion on the reference index of soil erosion intensity class in granite slope. *Research of Soil and Water Conservation (in Chinese)* 4(1.113–119.
72. Seibert J., McGlynn B.L. 2007. A new triangular multiple flow direction algorithm for computing upslope areas from gridded digital elevation models. *Water Resources Research*, 43: W04501.
73. Seják J., Cudlín P., Pokorný J., Zapletal M., Petříček V., Guth J., Chuman T., Romportl D., Skořepová I., Vacek V., Vyskot I., Černý K., Hesslerová P., Burešová R., Prokopová M., Plch R., Engstová B., Stará L. 2010 Hodnocení funkcí a služeb ekosystémů České republiky, FŽP UJEP, 2010, 197 s.,
https://www.researchgate.net/publication/309580229_Hodnoceni_funkci_a_sluzeb_ekosystemu_Ceske_republiky
74. Seják J., Dejmál I., Petříček V., Cudlín P., Míchal I., Černý K., Kučera T., Vyskot I., Strojček J., Cudlínová E., Cabrnach J., Šindlar M., Prokopová M., Kovář J., Kupka M., Sčasný M., Safařík M., Roušarová Š., Stejskal V., Zapletal J. 2003 Hodnocení a oceňování biotopů ČR, Český ekologický ústav, 450 s.
https://www.researchgate.net/publication/40305874_Hodnoceni_a_ocenovani_biotopu_Ceske_republiky
75. Seják J., Pokorný J., Seeley K. Achieving Sustainable Valuations of Biotopes and Ecosystem Services *Sustainability* 2018, 10(11), 4251, <https://doi.org/10.3390/su10114251>



76. Seják, J.; Machar, I.; Pokorný, J.; Seeley, K.; Elznicová, J. Restoring Natural Forests as the Most Efficient Way to Water Quality and Abundance: Case Study from Želivka River Basin. *Sustainability* **2022b**, 14, 814, <https://doi.org/10.3390/su14020814>
77. Seják, J.; Pokorný, J.; Seeley, K.; Skene, K.R. Why ecosystem services should be counterbalanced by nature's thermodynamic costs. *Ecosystem Services* **2022a**, 57, <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2022.101469>
78. Schneider, E.D., D. Sagan. 2005. *Into the Cool, Energy Flow, Thermodynamics, and Life*. The University of Chicago Press.
79. Silburn D.M., Freebairn D.M. 1992. Evaluations of the CREAMS model. III. Simulation of the hydrology of vertisols. *Australian Journal of Soil Research*, 30: 547–564.
80. Skidmore, E.L. 1982. Soil loss tolerance. In: David, M.K. (Ed.), *Determinants of Soil Loss Tolerance*. ASA Spec. Publ., vol. 45. ASA, Madison, p. 87–93.
81. Sklenicka, P. 2006. Applying evaluation criteria for the land consolidation effect to three contrasting study areas in the Czech Republic. *Land Use Policy* 23 (4), 502–510, <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2005.03.001>.
82. Sklenička, P., Molnárová, K., Pixová, P., and Salek, M. 2014. The Farmland Rental Paradox: Extreme land ownership fragmentation as a new form of land degradation. *Land Use Policy*, 38, 587–593.
83. Svensmark, H. Cosmoclimatology: a new theory emerges, *A&G*, February 2007 Vol.4 2007;
84. Tarboton D.G. 1997. A new method for the determination of flow directions and upslope areas in grid digital elevation models. *Water Resources Research*, 33: 309–319.
85. USDA, 2008. Draft Science Documentation: Revised Universal Soil Loss Equation Version 2 (RUSLE2) Washington, D.C., USDA – Agricultural Research Service. Available at: <http://www.ars.usda.gov/Research/docs.htm?docid=6028>
86. Vaishar, A., Štátná, M. 2019. Development of the Czech countryside after 1989. J. Bański (Ed.), *Three Decades of Transformations in the East-Central European Countryside*, Springer, pp. 99–118.
87. Van Der Knijff, J.M, Jones, R.J.A., Montanarella, L. 2000. *Soil Erosion Risk Assessment in Europe*, EUR 19044 EN, 34.
88. Van Dijk, T. 2003. Scenarios of central European land fragmentation. *Land Use Policy*, 20(2), 149–158.
89. Van Remortel R., Hamilton M., Hickey R. 2001. Estimating the LS Factor for RUSLE the slope length processing of DEM elevation data. *Cartography*, 30: 27–35.
90. Van Remortel R.D., Maichle R.V., Hickey R. 2004. Computing the LS Factor for the revised universal soil loss equation through array-based slope processing of digital elevation data using a C++ executable. *Computers and Geosciences*, 30: 1043–1053.
91. Van Rompaey A.J.J., Verstraeten G., Van Oost K., Govers G., Poesen J. 2001. Modelling mean annual sediment yield using a distributed approach. *Earth Surface Processes and Landforms*, 26: 1221–1236.
92. Veizer J. The role of water in the fate of carbon dioxide: Implications for the climate system, 2011, https://www.researchgate.net/publication/252735517_The_role_of_water_in_the_fate_of_carbon_dioxide_Implications_for_the_climate_system
93. Verheijen, F.G.A., Jones, R.J.A., Rickson, R.J., Smith, C.J. 2009. Tolerable versus actual soil erosion rates in Europe. *Earth Sci Rev*, 94(1.23–38).
94. Williams J.R., Renard K.G., Dyke P.T. 1983. Epic: A new method for assessing erosion's effect on soil productivity. *Journal of Soil and Water Conservation*, 38: 381–383.
95. Wischmeier W.H., Smith D.D. 1978. *Predicting Rainfall Erosion Losses: a Guide to Conservation Planning*. Washington, D.C., Science and Education Administration, USDA.
96. Wokoun, R., Víturka, M. 2014. Regional development and regional policy in the Czech Republic after 1989. *GeoScape*, 8(2): 41–47.



97. Young R.A., Onstad C.A., Bosch D.D., Anderson W.P. 1989. AGNPS – A nonpoint-source pollution model for evaluating agricultural watersheds. *Journal of Soil and Water Conservation*, 44: 168–173.
98. Zhang H., Weia J., Yangb Q., Baartmanc J.E.M., Gaia L., Yang X., Lia S.Q., Yua J., Ritsemac C.J., Geissenc V. 2017. An improved method for calculating slope length (λ) and the LS parameters of the revised universal soil loss equation for large watersheds. *Geoderma*, 308: 36–45.

7. Přílohy



7.1. Příloha 1



ELSEVIER

Contents lists available at ScienceDirect

Ecosystem Services

journal homepage: www.elsevier.com/locate/ecoser



Why ecosystem services should be counterbalanced by nature's thermodynamic costs

Josef Seják^{a,*}, Jan Pokorný^b, Karl Seeley^c, Keith R. Skene^d

^a Department of Environment, Jan Evangelista Purkyně University, 400 96 Ústí nad Labem, Czech Republic

^b ENKI, o.p.s.Trebon, Dukelska 145, CZ-379 01 Trebon, Czech Republic

^c Department of Economics, Hartwick College, Oneonta, NY 13820, USA

^d Biosphere Research Institute, 5A The Den, Letham, Angus DD8 2PY, UK

ARTICLE INFO

Keywords

Climax ecosystems
Ecosystem services
Economic value
Evapotranspiration
Value relations

ABSTRACT

The neoclassical, unilaterally-defined value concept of ecosystem services (ES) as 'benefits' must be counterbalanced by a transparent and valid assessment of thermodynamic costs that result from degrading mature climax ecosystems. It is because willingness to pay-based methods of ES valuations produce unsustainable value relations that promote continuation of business-as-usual and further destruction of the fragments of nature. The authors argue that conversions from temperate forest to built environments result in economic losses of supporting and regulating ES that are more than two hundred times greater than the economic benefits. The loss of the cooling effect from evapotranspiration, replaced by warming from sensible heat creation in built environments, results in energetic impacts that are two orders of magnitude greater than those from greenhouse gas emissions. This is why, for sustainable landscape decision-making, the preference method results have to be compared to the costs that nature and humans have to bear due to anthropogenic changes in the natural landscape. Economic agents should start to pay for their 'heat footprint', i.e. for thermodynamic losses caused by their transformation of natural ecosystems. By incorporating solar energy dissipation losses as costs to ecosystems, the proper value relations can be achieved, with climax forests as the most valuable producers of supporting and regulating ES. Humans are unable to equivalently substitute such forests using human technologies.

Ecosystem services (ES) as benefits for humans are a useful, but highly anthropocentric concept. They allow us to identify most of nature's contributions to people. Their anthropocentrism follows from the fact that they almost completely omit the costs nature has to bear in order to provide them. While nature provides for humans and, in succession processes, maximizes the efficiency of incoming solar energy and entropic production (Skene, 2013), leading to climatic homeostasis (Lovelock, 2007), human individuals pursue their own self-interest and personal enrichment. The satisfaction of principally unlimited human desires has brought the Earth's biosphere near to collapse and produces increasing extremes in climate.

Among scientists, the thermodynamic and energetic foundation of the entire universe, including the solar system and life on Earth, is already broadly accepted. As E. Odum proved, solar energy inflows are linked to succession phases, in which nature is increasing its efficiency in the use of solar energy step by step, with the maximum being reached in climax vegetation (Odum, 1969). Unfortunately, the embodied energy

method, as elaborated by the Odum brothers, takes into account only the small photosynthetic share of incoming solar energy, but not the much larger amount that vegetation directly changes into cooling and water-retaining ecosystem functions (Schneider and Sagan, 2005).

While nature, through ecological succession, maximizes the efficiency of solar energy transformations and entropic production, most human economic activities in the landscape reduce this efficiency. Economic agents in a globally hypertrophied economic system have substantially fragmented the originally unified network of natural (mostly forest) ecosystems, increasingly disturbed the sensitive balance of processes among autotrophic and heterotrophic forms of life and elicited climate extremes. Most supporting and regulating ES are delivered by nature as positive externalities and freely accessible public goods, while in the dominant subjective value systems of market economies these services are most seriously threatened by human activities and are rapidly vanishing from the Earth's biosphere. In such a situation, the internalization of negative thermodynamic externalities (heat

* Corresponding author.

E-mail addresses: josef.sejak@ujep.cz (J. Seják), pokorny@enki.cz (J. Pokorný), seeleyk@hartwick.edu (K. Seeley), krskene@biosri.org (K.R. Skene).

<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2022.101469>

Received 9 February 2021; Received in revised form 12 April 2021; Accepted 11 August 2022

Available online 22 August 2022

2212-0416/© 2022 Elsevier B.V. All rights reserved.



Table 1

Comparing ES value relations generated by preferential methods and by the replacement costs of four primary ecosystem functions. The 'relations' columns represent the ratio between a given biotope and a temperate forest where the temperate forest values are set as unity.

biome, biotope groups	Costanza et al., 2014				Seják et al., 2018	
	1997	2011	1997	2011	2018	2018
	\$/ha/year		relations	relations	€/ha/year	relations
Temperate/boreal forest	417	3,137	1	1	1,060,000–1,400,000	1
Tropical forest	2,769	5,382	6.6	1.7	2,000,000–2,800,000	2
Grasslands	321	4,166	0.77	1.3	600,000–800,000	0.6
Floodplains	27,021	25,681	64.8	8.2	800,000–1,400,000	0.9
Lakes, rivers	11,727	12,512	28.1	4	1,110,000–1,360,000	1
Croplands	126	5,567	0.3	1.8	510,000–780,000	0.5
Urban lands	–	6,661	–	2.1	140,000–650,000	0.3

footprint) caused by anthropogenic alteration of the natural landscape appear to be a rational solution, akin to addressing environmental pollution problems in the second half of 20th century.

And this is exactly what our Energy-Water-Vegetation Method (EWVM) measures, as it evaluates cooling, warming, water retention, biodiversity nursery services and production of oxygen as basic supporting and regulating functions of autotrophic ecosystems. This in turn allows the quantification of thermodynamic costs in the form of ecological losses of solar energy (losses of latent heat) caused by anthropogenic changes of the natural environment (Seják et al., 2018).

When we take into account this decisive aspect of solar energy change (latent heat in living land cover), it substantially changes the perception of the importance of natural vegetation and proves that most anthropogenic changes driven by economic reasons are activities with higher thermodynamic costs than achieved benefits. Until now individuals (as private owners or land users) mainly determined land-cover changes. However looking ahead, all three benefits (individual, societal, ecosystem) must carefully be evaluated by municipal representatives and stewards of the entire planet, as outlined by Daly (1992) and correctly underlined in Costanza's article (2020).

Humans have a new task for the full post-COVID world: besides producing enough food and other natural materials, they also must contribute to restoring the natural capital of the Earth's continents in order to assure healthy ecosystems and a sustainable future for the human species.

For sustainable decisions in landscape management, the preferential methods as reviewed and summarized from hundreds of studies by Costanza et al. (2014) are needed (as they reflect nature's contributions for humans), as well as our costs values (Table 1) that show high losses of latent heat (=costs) from anthropogenic changes to natural vegetation land-covers and give proper value relations for sustainable future landscape management. In the context of a new decision-making framework, when many economic projects would bring much higher thermodynamic costs than expected benefits, we must allow much more

space for natural capital restoration and for responsible decision-making at all relevant levels as reflected in the S-value of ecosystem services in Costanza (2020) or in returning water to the landscape in Seják et al. (2022). In integrative valuations, only the best benefit-cost comparisons will lead to a sustainable path to mitigation of climate extremes and to the survival of the human species.

Declaration of Competing Interest

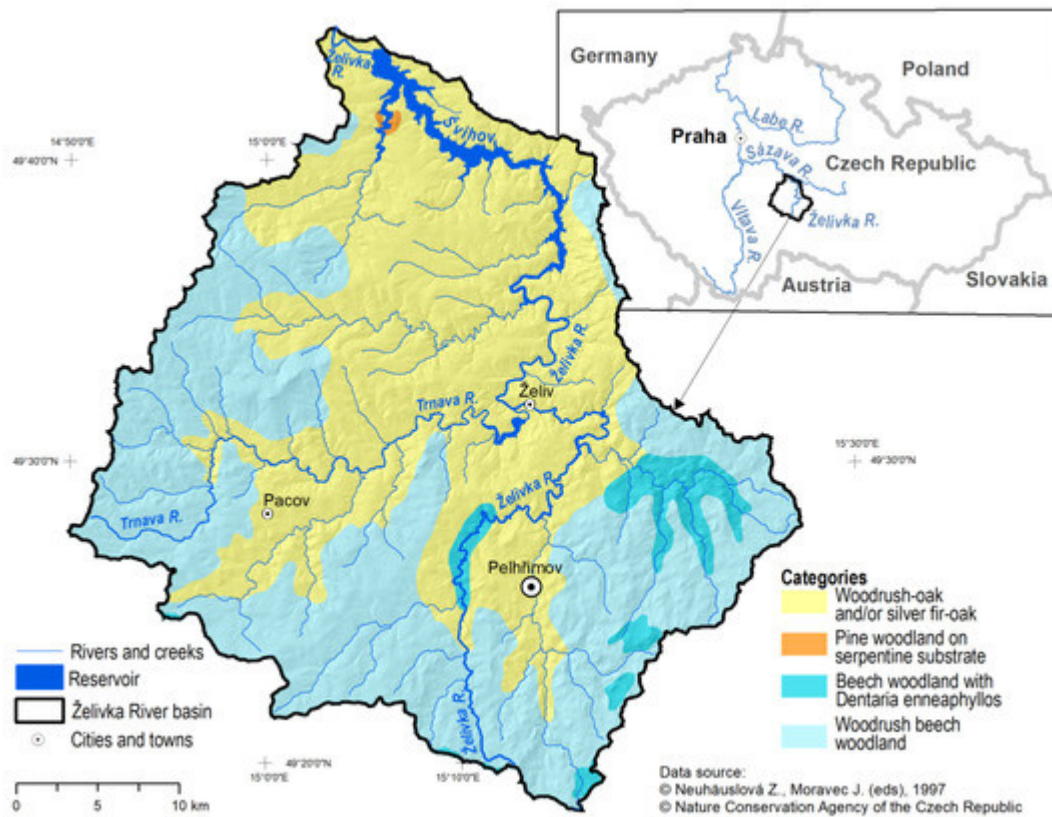
The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

References:

- Costanza, R., 2020. Valuing natural capital and ecosystem services toward the goals of efficiency, fairness and sustainability. *Ecosyst. Serv.* 43, 101096.
- Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S.J., Kubiszewski, I., Farber, S., Turner, R.K., 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Glob Environ Chang* 26, 152–158. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>.
- Daly, H., 1992. Allocation, distribution, and scale: towards an economics that is efficient, just, and sustainable. *Ecol. Econ.* 6 (3), 185–193.
- Lovelock, J., 2007. *The Revenge of Gaia*. Penguin Books Ltd, London.
- Odum, E.P., 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* 164 (3877), 262–270.
- Schneider, E., Sagan, D., 2005. *Into the Cool: Energy Flow, Thermodynamics, and Life*, 1st ed. The University of Chicago Press, Chicago.
- Seják, J., Machar, I., Pokorný, J., Seeley, K., Elznicová, J., 2022. Restoring Natural Forests as the Most Efficient Way to Water Quality and Abundance: Case Study from Želivka River Basin. *Sustainability* 14 (814), 1–15. <https://doi.org/10.3390/su14020814>.
- Seják, J., Pokorný, J., Seeley, K., 2018. Achieving sustainable valuations of biotopes and ecosystem services. *Sustainability* 10 (11), 4251. <https://doi.org/10.3390/su10114251>.
- Skene, K.R., 2013. The energetics of ecological succession: a logistic model of entropic output. *Ecol. Model.* 250, 287–293. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2012.11.020>.

7.2. Příloha 2

V příloze 2 jako příklad vhodného využití ekosystémové metody Energie-voda-vegetace (EWVM) nabízím výtah z článku publikovaného v roce 2022 v mezinárodním impaktovaném časopise *Sustainability*, který ukazuje na základě výsledků aplikace ekosystémové metody společensky nejefektivnější směry územního rozvoje povodí Želivky (= povodí vodní nádrže Švihov) jakožto území přirozené akumulace povrchových vod využívaných po nezbytných biochemických úpravách jako zdroj pitné vody pro pražskou a středočeskou aglomeraci (Seják et al. 2022b).

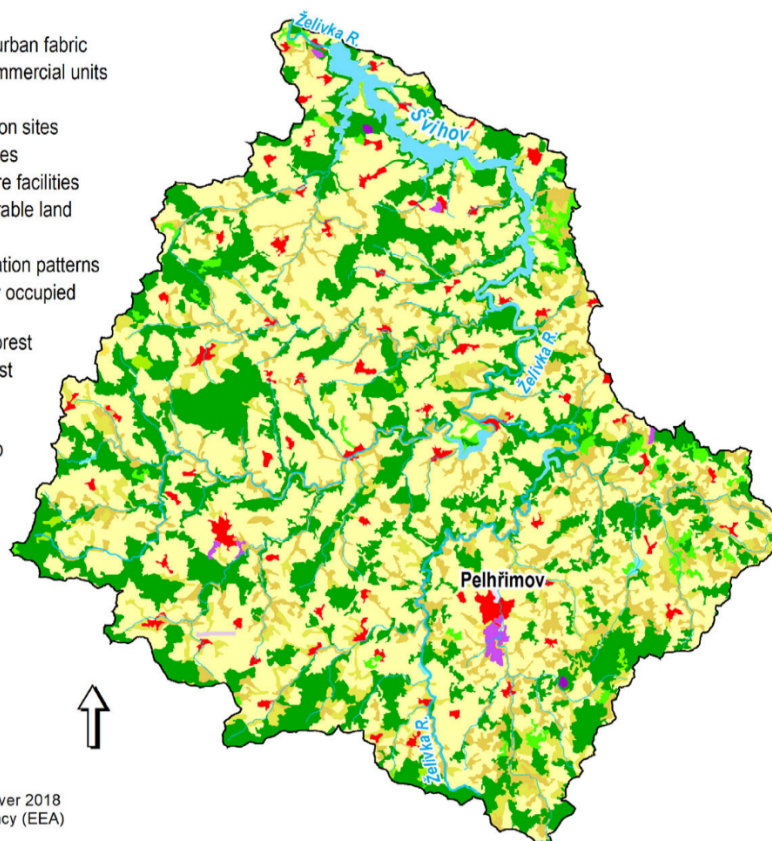


Obrázek č. 11 Mapa potenciální přirozené vegetace povodí Želivky a vodní nádrže Švihov



Categories

- 1.1.2 Discontinuous urban fabric
- 1.2.1 Industrial or commercial units
- 1.2.4 Airports
- 1.3.1 Mineral extraction sites
- 1.3.3 Construction sites
- 1.4.2 Sport and leisure facilities
- 2.1.1 Non-irrigated arable land
- 2.3.1 Pastures
- 2.4.2 Complex cultivation patterns
- 2.4.3 Land principally occupied by agriculture
- 3.1.1 Broad-leaved forest
- 3.1.2 Coniferous forest
- 3.1.3 Mixed forest
- 3.2.4 Transitional woodland-shrub
- 5.1.1 Water courses
- 5.1.2 Water bodies



Data source: CORINE Land Cover 2018
© European Environment Agency (EEA)

Obrázek č. 12 Mapa současného krajinného pokryvu CLC 2012 povodí Želivky a vodní nádrže Švihov

Tabulka č. 7 Hodnota čtyř ročních služeb ekosystémů povodí VN Švihov s přirozenou lesní vegetací bučin a doubrav

Kód potenc. přír. vegetace	Plocha ha	Plocha m ²	Podíl %	4ES/Kč/ m ² /rok	Každoroční 4ES v mld. Kč
36 - biková a/nebo jedlová doubrava	59 278	592 777 815	50	4 372	2 592
40 - hadcový penízkový bor	152	1 521 756	0	3 146	5
18 - bučina s kyčelníci devítilistou	5 068	50 678 891	4	4 372	222
24 - biková bučina	54 339	543 392 182	46	4372	2 376
Celkem	118 837	1 188 370 644	100		5 194

Tabulka č. 8 Hodnota čtyř ročních služeb ekosystémů povodí VN Švihov podle krajinného pokryvu CLC 2012

CLC	Název pokryvu	Plocha ha	Plocha m ²	%	4ES/Kč/ m ² /rok	Každoroční 4ES v mld. Kč
112	Nesouvislá zástavba	2 943	29 434 257	2,48	1 946	57
121	Průmysl. a obch. areály	334	3 343 205	0,28	797	3
124	letiště	52	521 322	0,04	1 989	1
131	Těžby surovin	51	512 169	0,04	1 080	1
133	staveniště	25	251 144	0,02	1 055	0
142	Sport./rekr. plochy	36	363 058	0,03	1 986	1
211	Nezavl. orná půda	60 110	601 095 406	50,58	1 552	933
231	Louky a pastviny	6 078	60 777 229	5,11	2 562	156
242	Směs polí, luk, trv. por.	52	524 230	0,04	2 120	1
243	Zem. obl. s přír. veg.	11 928	119 279 542	10,04	2 495	298
311	Listnaté lesy	92	921 308	0,08	3 898	4



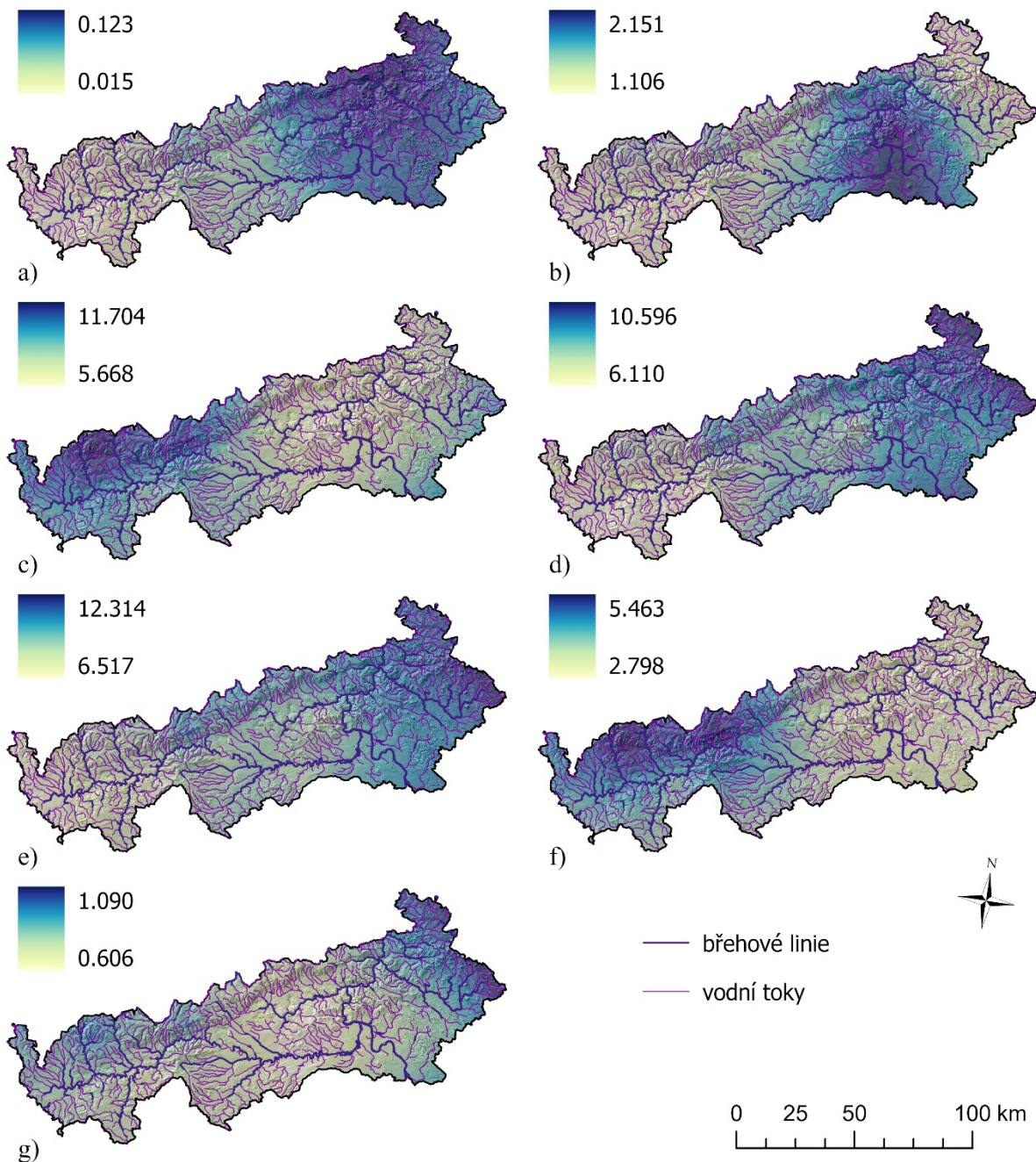
312	Jehličnaté lesy	33 518	335 176 064	28,20	3 112	1 043
313	Smíšené lesy	1 836	18 362 306	1,55	3 270	60
324	Nízký porost v lese	208	2 076 514	0,17	2 660	6
511	Vodní toky	63	631 759	0,05	3 470	2
512	Vodní plochy	1 511	15 110 847	1,27	3 702	56
Σ	Celkem	118 838	1 188 380 359	100,00		2 620

Čtyři podpůrné a regulační služby ekosystémů v povodí Želivky a vodní nádrže (VN) Švihov (1188 km²; 1,5 % území ČR) by při pokryvu přirozenou vegetací tvořily každoročně cca 5194 mld. Kč (viz tab. 2 přílohy 2), tj. více než činil roční HDP ČR (4470 mld. v r. 2015). Odvodněná a maximalizaci výnosů obilovin desítky let přizpůsobovaná zemědělská krajina ČR i krajina povodí VN Švihov v současnosti výrazně limituje produkci životodárných ekosystémových služeb (viz tab. 3 přílohy 2).

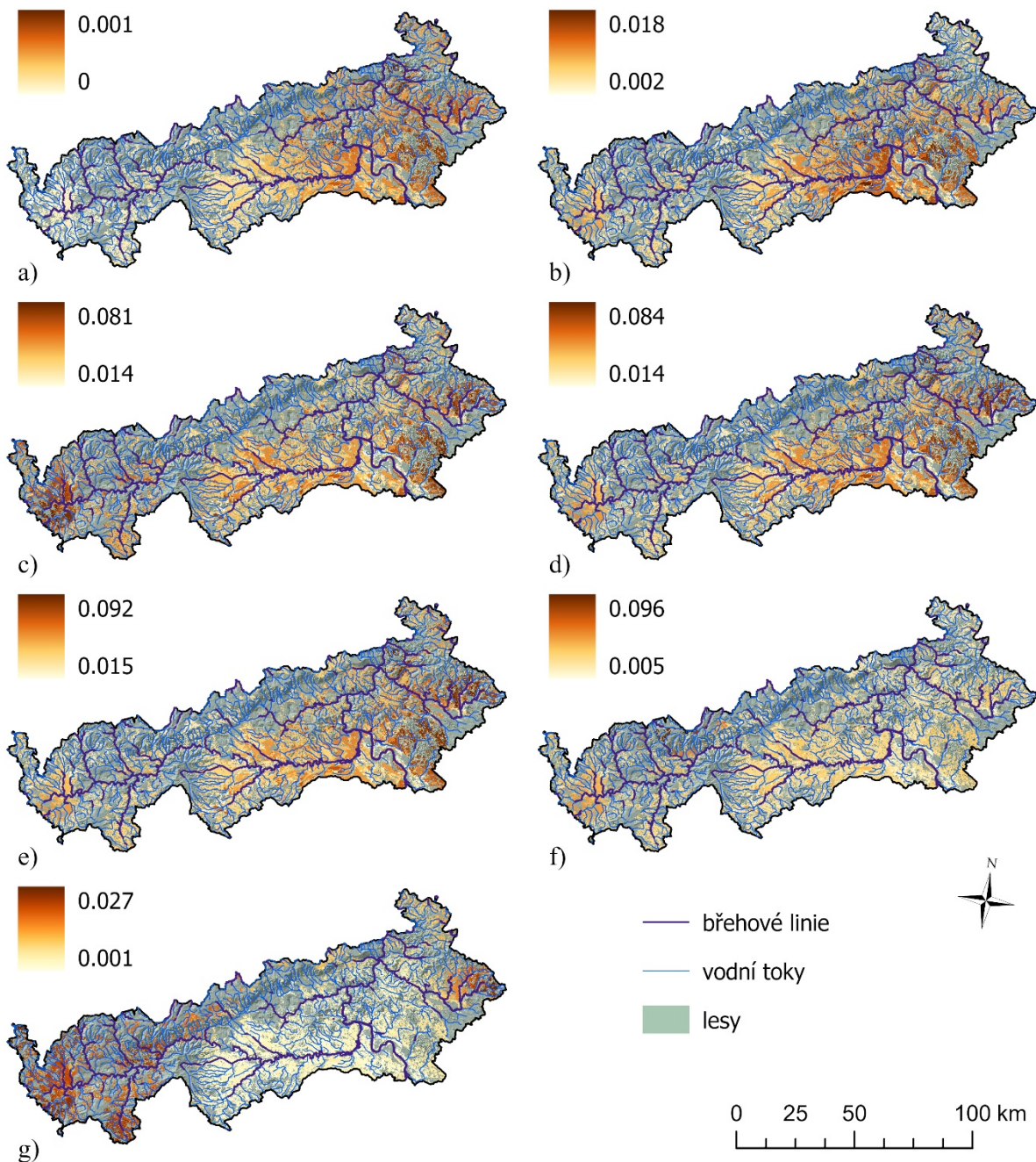
V povodí VN jsou v současnosti čtyři podpůrné a regulační ekosystémové služby (4ES) na pouhé polovinu hodnoty svého přirozeného potenciálu. Jestliže agroekosystémy pokrývají 2/3 území daného povodí a ziskovost zemědělské produkce je v současnosti zcela zabezpečována dotacemi z veřejných rozpočtů ČR a EU, je jasné, že společensky se jeví mnohem prospěšnější biologicky vyčerpanou zemědělskou půdou v povodí zalesňovat přirozenou hluboko kořenící vegetací a v morfologicky vhodných místech také doplňovat mokřadními rybníky a roli zemědělců pomocí environmentálních dotací zaměřených na obnovu nejučinnějšího přírodního kapitálu měnit na manažery ekologické krajiny, kteří pečují o maximalizaci jejich životodárných ekosystémových funkcí a služeb.

7.3. Příloha 3

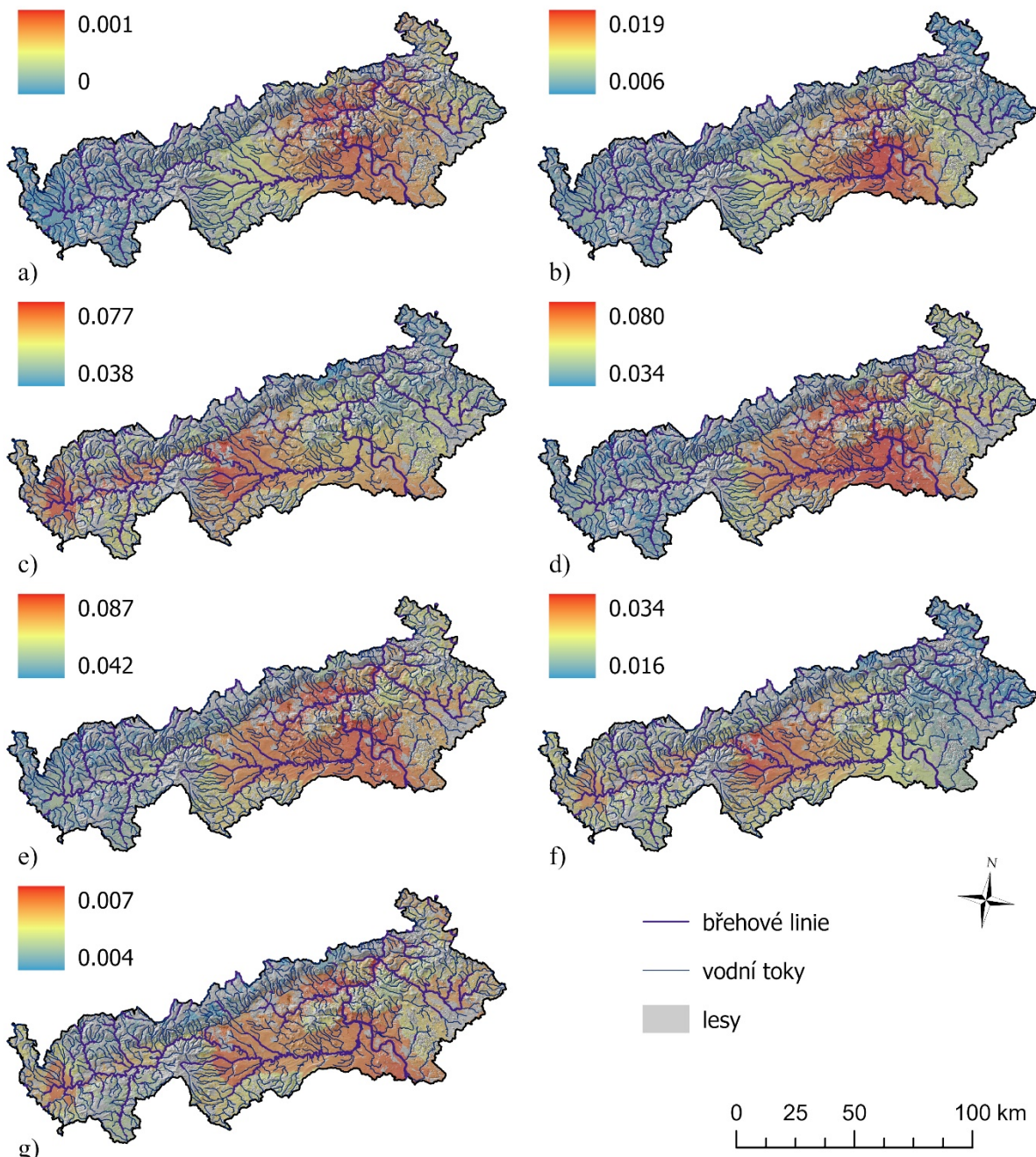
V rámci přílohy 3 (Obr. 13 – 15) jsou uvedeny jednotlivé mapové výstupy, které budou součástí vytvářené mapové aplikace: www.management-krajiny-ul.cz. Pracovní verze aplikace bude připravena v říjnu 2025. Další mapové výstupy jsou zpracovávány.



Obrázek č. 13 Faktor erozivity deště a povrchového odtoku (R), a) – g) = duben – říjen.



Obrázek č. 14 Faktor erodovatelnosti půdy (K), a) – g) = duben – říjen.



Obrázek č. 15 Faktor ochranného vlivu vegetace (C), a) – g) = duben – říjen.