

Univerzita Karlova

Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Geografie

Studijní obor: Fyzická geografie a geoekologie



Bc. Michaela Lebedová

Koncept kritických zátěží síry a dusíku pro ekosystémy a modelování vývoje půdního chemismu a druhového složení vegetace ekosystémů postižených acidifikací a nutriční degradací pro vybrané lokality v České republice

Concept of critical loads of sulphur and nitrogen for ecosystems and modelling of soil chemistry and vegetation species composition of ecosystems affected by acidification and nutrient degradation for selected sites in the Czech Republic

Diplomová práce

Vedoucí práce: RNDr. Tomáš Chuman, Ph.D.

Praha, 2023

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, dne 28.7. 2023

Podpis:

Michaela Lebedová

Poděkování:

Ráda bych tímto poděkovala vedoucímu své diplomové práce RNDr. Tomáši Chumanovi, Ph.D. za jeho odborné vedení, cenné rady a věnovaný čas. Jeho vstřícný přístup mne během zpracovávání diplomové práce posunoval vpřed a motivoval k další práci. Velké poděkování patří také rodině a přátelům za podporu a pomoc v průběhu celého mého studia.

Abstrakt

Znalost historie emisí a depozičních trendů hlavních znečišťujících látek je klíčovým faktorem pro pochopení změn probíhajících v ekosystémech. Vysoké hodnoty depozic síry (S) a dusíku (N), které na území České republiky vrcholily v průběhu 70. – 80. let minulého století, způsobily významné okyselení a poškození především lesních ekosystémů. Díky politickým a ekonomickým změnám v 90. letech došlo k výraznému snížení emisí a zlepšení stavu půd lesních ekosystémů. Na budoucí vývoj a obnovu ekosystémů bude mít vliv především klimatická změna a stále zvýšené zátěže nutričním dusíkem. Pro modelování budoucího vývoje ekosystémů postižených acidifikací a nutriční degradací v České republice byl v této práci použit dynamický model VSD+ Studio v kombinaci s vegetačním modelem PROPS. Modelovými lokalitami byly zvoleny dvě povodí sítě GEOMON, Liz a Uhlířská. Tato povodí se v historii výrazně lišila velikostí depoziční zátěže síry a dusíku.

Výsledky naznačují, že nadměrné depozice S a N mezi lety 1970 – 1990 způsobily na obou sledovaných povodích výrazné okyselení půdy a snížily úroveň bazické saturace. Na povodích dochází také k poklesu poměru C:N a množství organického uhlíku v minerální půdě. Vegetační model PROPS předpovídá do budoucna výrazný pokles vhodnosti lokalit pro přirozenou vegetaci, kterou jsou acidofilní bučiny, a snižuje pravděpodobnost jejich výskytu na obou povodích. Na povodích lze pozorovat celkovou dominanci acidofilních druhů rostlin s převládajícím smrkem ztepilým (*Picea abies*) (kolem 50 %) a brusnicí borůvkou (*Vaccinium myrtillus*).

Klíčová slova: atmosférická depozice, kritické zátěže, vegetační model, VSD+ Studio, povodí GEOMON

Abstract

The knowledge of the emission history and deposition trends of the main pollutants is key to understanding changes occurring in ecosystems. High levels of sulphur (S) and nitrogen (N) deposition, which peaked in the Czech Republic in the 1970s and 1980s, have caused significant acidification and damage to forest ecosystems. Due to the political and economic changes in the 1990s, there was a significant reduction in emissions and an improvement in the conditions of forest soil. Future ecosystems development and recovery are affected primarily by climate change and still excessive nitrogen loads. To model the future development of ecosystems affected by acidification and nutrient degradation in the Czech Republic the dynamic model VSD+ Studio in combination with the vegetation model PROPS was used in this work. Two forest catchments of the GEOMON network (Liz and Uhlířská) were selected as model sites. The catchment areas significantly differed in the historical sulphur and nitrogen deposition loads.

The results indicate that excessive depositions of S and N between 1970 – 1990 caused significant soil acidification and reduced the level of base saturation in both monitored locations. There is also a decrease in the C:N ratio and organic carbon content in the mineral soil. The vegetation model PROPS predicts a significant decline in the suitability of the sites for species of the natural vegetation, which is the acidophilous beech forest in the future, reducing the likelihood of their occurrence. Both sites (Liz and Uhlířská) show an overall dominance of acidophilous plant species with Norway spruce (*Picea abies*) being the predominant species (around 50 %) along with blueberry (*Vaccinium myrtillus*).

Keywords: atmospheric deposition, critical loads, vegetation modelling, VSD+ Studio, GEOMON catchments

Obsah

Úvod	10
Atmosférická depozice v České republice	12
Vývoj znečištění ovzduší	12
Rozložení atmosférických depozic síry a dusíku	15
Koncept kritických zátěží	19
Kritické zátěže	19
Výpočet kritických zátěží	20
Kritické zátěže nutričním dusíkem	23
Atmosférická depozice dusíku	23
Vliv zvýšeného množství dusíku na ekosystémy a jeho kritické hodnoty	24
Kritické zátěže acidity	27
Atmosférická depozice síry a její kritické hodnoty	27
Kyselá atmosférická depozice	28
Kritické zátěže acidity S a N	31
Vliv depozic síry a dusíku na lesní ekosystémy	33
Modely VSD+ a PROPS	35
Model VSD+ Studio	36
Vegetační model PROPS	37
Metodika	39
Modelová povodí GEOMON	39
Vstupní data a nastavení modelu VSD+	41
Data půdního chemismu	41
Výměnné kationtové konstanty H/BC a AL/BC	42
Hodnoty C a N z opadu	42
Meteorologická data	43
Data depozic síry a dusíku	45
Fytocenologické snímky	46
Kalibrace modelu	46
Vegetační model PROPS	47
Výsledky	48
Vývoj historických depozic síry a dusíku na zkoumaných povodích	48
Fytocenologické snímky	50

Povodí Liz	50
Povodí Uhlířská	50
Předpovědní model VSD+	52
Povodí Liz	52
Povodí Uhlířská	53
Vývoj potenciální vegetace model PROPS.....	54
Povodí Liz	54
Povodí Uhlířská	55
Diskuse.....	57
Vývoj depozic na sledovaných lokalitách	57
Modelování půdního chemismu.....	59
Změny v druhovém složení vegetace	60
Vliv změny klimatu na lesní ekosystémy	62
Závěr	65
Zdroje	66
Zdroje dat	71
Seznam příloh.....	72

Seznam obrázků

Obrázek č. 1 - Roční depozice síry na plochu České republiky v letech 2001 – 2020	14
Obrázek č. 2 - Roční depozice dusíku na plochu České republiky v letech 2001 – 2020	14
Obrázek č. 3 - Mapa modelované atmosférické depozice síry v ČR v roce 1980	15
Obrázek č. 4 - Mapa modelované atmosférické depozice síry v ČR v roce 2016	16
Obrázek č. 5 - Mapa modelované atmosférické depozice dusíku v ČR v roce 1980	17
Obrázek č. 6 - Mapa modelované atmosférické depozice dusíku v ČR v roce 2016	17
Obrázek č. 7 - Rozdíl v hodnotách depozic síry mezi jehličnatými a listnatými stromy	18
Obrázek č. 8 - Modelová povodí síť GEOMON s vyznačenými vybranými povodími Liz a Uhlířská	39
Obrázek č. 9 - Změny průměrných úhrnů srážek středního emisního modelu RCP 4,5 pro období 2041 – 2070	44
Obrázek č. 10 - Změny průměrných ročních teplot středního emisního modelu RCP 4,5 pro období 2041 – 2070	44
Obrázek č. 11 - Změny průměrných úhrnů srážek vysokého emisního modelu RCP 8,5 pro období 2041 – 2070	44
Obrázek č. 12 - Změny průměrných ročních teplot vysokého emisního modelu RCP 8,5 pro období 2041 – 2070	44

Seznam tabulek

Tabulka č. 1 - Množství uvolněné síry (%) dle druhu spalovaného paliva	27
Tabulka č. 2 - Kritické zátěže pro síru podle vegetačních typů	28
Tabulka č. 3 - Poměrové hodnoty BC/Al a jejich vliv na snížení růstu vybraných druhů (%) při daném poměru/kritériu	32
Tabulka č. 4 - Základní fyzicko-geografické informace o vybraných modelových povodích Liz a Uhlířská	40
Tabulka č. 5 - Celkový roční příjem uhlíku a dusíku z opadu (kg/ha/rok), poměr C/N pro opad ve smrkovém a bukovém lese	42
Tabulka č. 6 - Převod Braun-Blanquetovy stupnice abundance a dominance na číselné hodnoty. Procentuální hodnoty představují průměrné pokryvnosti pro příslušné kategorie	46
Tabulka č. 7 - Empirické kritické hodnoty zatížení lesních ekosystémů dusíkem	58

Seznam grafů

Graf č. 1 - Vývoj historických depozic redukováného dusíku (eq/m ² /rok) na monitorovaných povodích Uhlířská a Liz v průběhu let 1950 – 2022 (naměřená empirická data doplněná hodnotami z depozičního modelu).....	48
Graf č. 2 - Vývoj historických depozic oxidovaného dusíku (eq/m ² /rok) na monitorovaných povodích Uhlířská a Liz v průběhu let 1950 – 2022 (naměřená empirická data doplněná hodnotami z depozičního modelu)	49
Graf č. 3 - Vývoj historických depozic síry (eq/m ² /rok) na monitorovaných povodích Uhlířská a Liz v průběhu let 1950 – 2022 (naměřená empirická data doplněná hodnotami z depozičního modelu)	49
Graf č. 4 - Pokryvnost rostlinných druhů (%) vyhodnocena na základě fytoocenologických snímků z roku 2015 pro zkoumané povodí Uhlířská	51
Graf č. 5 - Pokryvnost rostlinných druhů (%) vyhodnocena na základě fytoocenologických snímků z roku 2015 pro zkoumané povodí Liz	51
Graf č. 6 - Simulované hodnoty půdního chemismu – C:pool poměr modelem VSD+ mezi lety 1950 – 2070 pro povodí Liz ...	52
Graf č. 7 - Simulované hodnoty půdního chemismu – C:N poměr modelem VSD+ mezi lety 1950 – 2070 pro povodí Liz.....	52
Graf č. 8 - Simulované hodnoty půdního chemismu – pH modelem VSD+ mezi lety 1950 – 2070 pro povodí Liz	53

<i>Graf č. 9 - Simulované hodnoty půdního chemismu – bazická saturace modelem VSD+ mezi lety 1950 – 2070 pro povodí Liz</i>	<i>53</i>
<i>Graf č. 10 - Simulované charakteristiky půdního chemismu – Cpool poměr modelem VSD+ mezi lety 1950 – 2070 pro povodí Uhlířská</i>	<i>53</i>
<i>Graf č. 11 - Simulované charakteristiky půdního chemismu – C:N poměr modelem VSD+ mezi lety 1950 – 2070 pro povodí Uhlířská</i>	<i>53</i>
<i>Graf č. 12 - Simulované charakteristiky půdního chemismu – pH modelem VSD+ mezi lety 1950 – 2070 pro povodí Uhlířská</i>	<i>54</i>
<i>Graf č. 13 - Simulované charakteristiky půdního chemismu – bazická saturace modelem VSD+ mezi lety 1950 – 2070 pro povodí Uhlířská</i>	<i>54</i>
<i>Graf č. 14 - Simulované křivky pravděpodobnosti výskytu jednotlivých druhů v průběhu modelového období 1950 – 2070 na povodí Liz</i>	<i>54</i>
<i>Graf č. 15 - Habitat suitability index (HSI) a jeho průběh v modelovaném období 1950 – 2070 na povodí Liz</i>	<i>55</i>
<i>Graf č. 16 - Simulované křivky pravděpodobnosti výskytu jednotlivých druhů v průběhu modelového období 1950 – 2070 na povodí Uhlířská</i>	<i>56</i>
<i>Graf č. 17 - Habitat suitability index (HSI) a jeho průběh v modelovaném období 1950 – 2070 na povodí Uhlířská</i>	<i>56</i>
<i>Graf č. 18 - Historické depozice celkového dusíku (NO_x + NH₃) v podkorunových srážkách na sledovaných povodích Uhlířská a Liz (naměřená empirická data doplněná hodnotami z depozičního modelu)</i>	<i>59</i>

Úvod

Ekosystémy nemusí být zasaženy přímou disturbancí (fragmentací nebo destrukcí), a přesto mohou být do značné míry ovlivněny lidskou činností. Přírodní společenstva mohou být poškozena působením externích faktorů, které okamžitě nemění strukturu dominantní vegetace, ale které působí pomalu a jejich příznaky se projevují teprve s odstupem času. Právě nenápadnost způsobených změn je hlavním rizikem těchto faktorů. Mezi hlavní a všudypřítomné externí faktory degradace životního prostředí patří jeho znečištění.

Obecný problém znečištění životního prostředí je dnes zdrojem značných obav, neohrožuje totiž pouze biotickou diverzitu, ale ovlivňuje také zdraví člověka (Primack 2001). Například v Evropě se významně projevilo znečištění sírou a dusíkem s negativními projevy jak na zdravotním stavu ekosystémů, lidské populace, stavbách, konstrukcích či kulturních památkách.

První zprávy o negativním vlivu emisí síry (S), ve formě oxidu siřičitého (SO_2), a dusíku (N), ve formě oxidů dusíku (NO_x) a amoniaku (NH_3), se v České republice datují do první poloviny 20. století (Singer 1916, Stoklasa 1923). Díky nadměrnému spalování uhlí (s vysokým obsahem síry) dosáhly emise sirných a dusíkatých sloučenin vrcholu mezi polovinou 70. a polovinou 80. let (Kopáček, Veselý 2005) a způsobily zde významné okyselování ekosystémů. Po zásadních politických a ekonomických změnách v 90. letech došlo díky zpřísnění legislativy, restrukturalizaci průmyslu a následnému zavádění účinných protiopatření u velkých zdrojů znečištění, k poklesu emisí a kvalita ovzduší se začala zlepšovat (Hůnová et al. 2014). Podle Kopáčka a Veselého (2005) se emise SO_2 , NO_x a NH_3 snížily v roce 2000 o 87 %, 51 % a 44 % oproti roku 1985. Po odeznění vysokých depozic nyní dochází k regeneraci půd (Hruška et al. 2023). Návrat původních rostlinných druhů na poškozená stanoviště, tedy schopnost obnovy ekosystémů, však zatím není zcela jasný (McDonnell et al. 2022). Na jejich budoucí vývoj bude mít znatelný vliv také změna klimatu.

Účinky depozic síry a dusíku na vegetaci lze rozdělit na dva druhy, přímé účinky látek na nadzemní části vegetace a nepřímé účinky na podzemní části v podobě eutrofizace a acidifikace (De Vries et al. 2015). Nepřímo ovlivňují ekosystémy vysoké depozice sloučenin například dostupností živin, mobilizací toxických prvků, narušují vzájemné vztahy organismů a způsobují úbytek druhů (snižují biodiverzitu) (Nilsson, Grennfelt 1988). Formy obou prvků

způsobují acidifikaci prostředí a jsou v České republice velmi významnými acidifikačními složkami (Kopáček, Veselý 2005). Vysoký antropogenní přísun těchto sloučenin může převýšit přirozenou schopnost půd látky neutralizovat a následně vede k vyplavování prvků, které jsou důležité pro udržení vyvážené hodnoty půdní kyselosti a současně jsou nezbytnými živinami pro vegetaci. Jde zejména o bazické kationty jako je vápník, hořčík, draslík a sodík (Hruška et al. 2009).

Pro hodnocení potenciálních dopadů depozic znečišťujících látek z ovzduší na ekosystémy se používají empiricky zjištěné prahové hodnoty, při nichž nedochází k poškození citlivých složek ekosystémů, podle stávající úrovně poznání (CLRTAP 2017). Z hlediska přímých účinků se jedná o kritické meze a z hlediska nepřímých účinků (zprostředkovaných půdou) o kritické zátěže (De Vries et al. 2014). Kritické zátěže představují takové maximální množství vstupujících znečišťujících látek, které nezpůsobí změny v chemismu půd a díky kterým nedojde k poškození citlivých složek ekosystému (Nilsson, Grennfelt 1988). Tyto hodnoty jsou stanoveny na základě iontové rovnováhy vstupů a výstupů v půdě a podle druhového složení vegetace a její ekologické valence k abiotickým faktorům prostředí.

Cílem této diplomové práce je představit koncept kritických zátěží síry a dusíku pro ekosystémy a modelování budoucího vývoje půdního chemismu a druhového složení vegetace ekosystémů, v minulosti postižených acidifikací a nutriční degradací. Práce se zaměřuje na hodnocení nepřímých, půdou zprostředkovaných, účinků zvýšené depozice a obnovu přirozených ekosystémů po odeznění vysokých depozic z minulého století. Znalost historie emisí a depozičních trendů hlavních znečišťujících látek je klíčovým faktorem pro pochopení změn v rámci ekosystémů a je důležitým vstupem do modelů, které se používají k předpovídání dlouhodobých dopadů atmosférické depozice na suchozemské ekosystémy (Oulehle et al. 2016a).

Atmosférická depozice v České republice

Atmosférická depozice je významným ekologickým činitelem. Je to proces přispívající k samočištění ovzduší, který však zároveň způsobuje vstup znečišťujících látek do jiných složek prostředí jako např. do půdy nebo vody (Braniš, Hůnová 2009). Znečišťující látky mohou vstupovat do prostředí mokrou anebo suchou depozicí. Mokrú depozice je spojena s výskytem atmosférických srážek, a je tedy epizodická. Činitelem mokré depozice je například déšť, sníh, mrholení nebo mlha. Suchá depozice představuje depozici plynů a částic různými mechanismy a probíhá neustále. Celková depozice se vyjadřuje v jednotkách hmotnosti na plochu na čas např. $\text{g/m}^2/\text{rok}$ nebo kg/ha/rok (Moldan 1992) a může se měřit ze srážek na volné ploše jako tzv. bulk depozice nebo jako depozice z podkorunových srážek (v lesních ekosystémech) tzv. throughfall, do které se dostávají také prvky zachycené vegetací.

Vývoj znečištění ovzduší

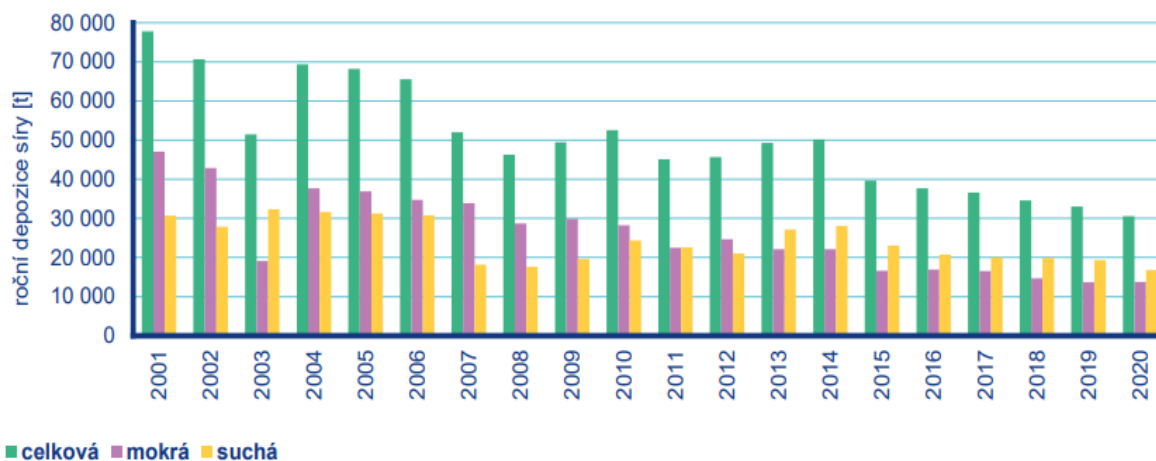
Na území České republiky se začala atmosférická depozice systematicky monitorovat od 60. let 20. století a v současné době patří k zemím s nejhustší monitorovací sítí (Hůnová 2001). První informace o naměřených koncentracích znečišťujících látek v ovzduší se týkaly oxidu siřičitého (SO_2) a celkových suspendovaných částic (TSP) a objevily se již v 50. letech 20. století (Hůnová 2001). Důvodem k založení dlouhodobého monitoringu byla skutečnost, že kvalita ovzduší patřila v bývalém Československu k nejvýznamnějším environmentálním problémům (Moldan 1992). Vysoké emise vznikaly ze spalování nekvalitního hnědého uhlí s velmi vysokým obsahem síry, které se používalo jak v tepelných elektrárnách, tak v systémech vytápění domácností. Extrémně vysoké emise měly nepříznivý vliv na zdraví obyvatel (Bobak a Leon 1992) a vedly k vážným škodám na životním prostředí (Zapletal 2014). Nejen v České republice, ale také v dalších evropských regionech, docházelo díky kyselým deštům k okyselení ekosystémů a rozpadu lesů ve vyšších nadmořských výškách. Pohraniční oblast, nacházející se mezi bývalým Československem, východním Německem a Polskem (tzv. černý trojúhelník), patřila v této době k nejvíce znečištěným oblastem Evropy (Bridgman et al. 2002) a byla charakteristická rozsáhlými zásobami uhlí a velkým množstvím elektráren (Kopáček a Veselý 2005).

Po zásadních politických a ekonomických změnách v 90. letech došlo díky zpřísnění legislativy, restrukturalizaci průmyslu a následnému zavádění účinných protiopatření u velkých zdrojů znečištění, modernizaci výroby energie a průmyslu spolu s rozsáhlou plynofikací lokálních topenišť, k poklesu emisí a kvalita ovzduší se začala zlepšovat (Hůnová et al. 2014). Díky těmto opatřením došlo ve střední Evropě v průběhu 20. století k nejvýraznější změně emisí okyselujících látek (Kopáček a Veselý 2005).

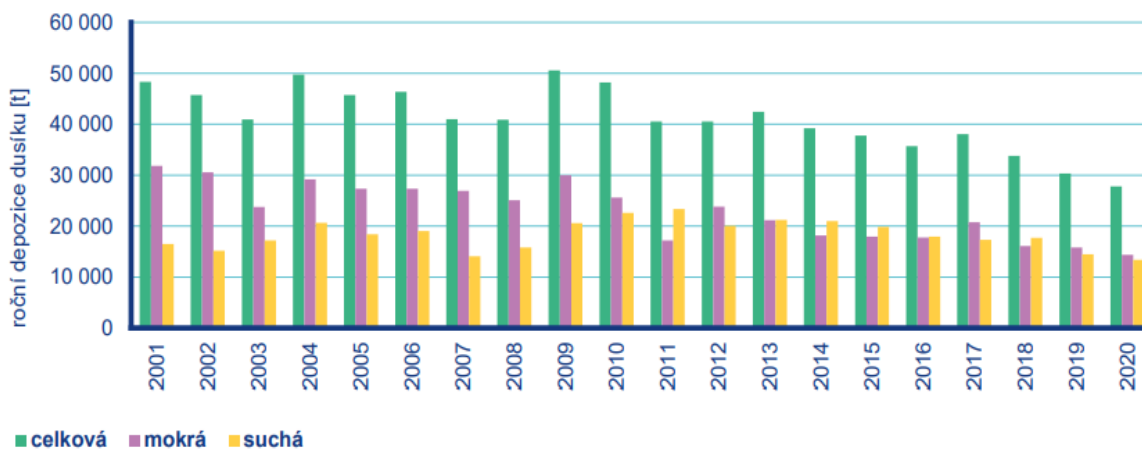
Přechod Československé ekonomiky na těžkou průmyslovou výrobu vedl po druhé světové válce k prudkému nárůstu spotřeby energie, především ze spalování hnědého uhlí bohatého na síru (Kopáček a Veselý 2005). Tento přechod následně způsobil prudký nárůstu emisí SO_2 . Za pouhých 30 let se emise síry zvýšily od roku 1950 do roku 1980 až čtyřnásobně. Po výrazném vrcholu depozic v 70. – 80. letech lze od roku 2000 pozorovat klesající trend atmosférických depozic převážně v důsledku politických a ekonomických změn. Začátek 90. let byl charakteristický mírnými zimami (ČHMÚ 2021), které také přispěly k omezení spalování uhlí, jež začala doplňovat zvyšující se spotřeba zemního plynu. Průměrné roční depozice síry, které se na území České republiky pohybovaly na přelomu století kolem 10 kg/ha, klesly v roce 2020 na 4 kg/ha viz obrázek č. 1 (ČHMÚ 2021). Snížení emisí SO_2 můžeme České republice považovat jako jeden z největších úspěchů v problematice znečištění ovzduší. Na obrázcích č. 1 a 2 je vidět vývoj hodnot ročních depozic síry a dusíku mezi lety 2001 – 2020.

Hlavním zdrojem antropogenních emisí dusíku ve formě NO_x byla v průběhu 20. století zvýšená spotřeba kapalných a plynných paliv. Paliva byla v Československu využívána jako doplněk k výrobě energie ze spalování uhlí, ale také stoupla jejich spotřeba v dopravě (Kopáček a Veselý 2005). Podle Kopáčka a Veselého (2005) mají emise NO_x od roku 1989 klesající tendenci převážně díky optimalizaci spalovacích režimů hlavních stacionárních zdrojů a zvýšenému podílu jaderné energie. Uvolňování amoniaku NH_3 se stalo významnou součástí antropogenních emisí dusíku po roce 1960 (s vrcholem v polovině 80. let) v důsledku vyšší produkce dobytka a spotřebě dusíkatých hnojiv (Kopáček a Veselý 2005). Pokles depozic dusíku není tak výrazný jako u síry. Celkové průměrné roční depozice dusíku se od roku 2000 pohybují na území ČR v rozmezí 5–6 kg/ha, od roku 2013 pak lze pozorovat klesající vývoj s výjimkou roku 2017 (obrázek č. 2, ČHMÚ 2021).

V řadě regionů zůstávají vysoké depozice zásadním problémem (ČHMÚ 2021). Veškeré informace o kvalitě vnějšího ovzduší v České republice jsou každoročně shrnuty v tabulkových přehledech a ročenkách, které vydává Český hydrometeorologický ústav (ČHMÚ).



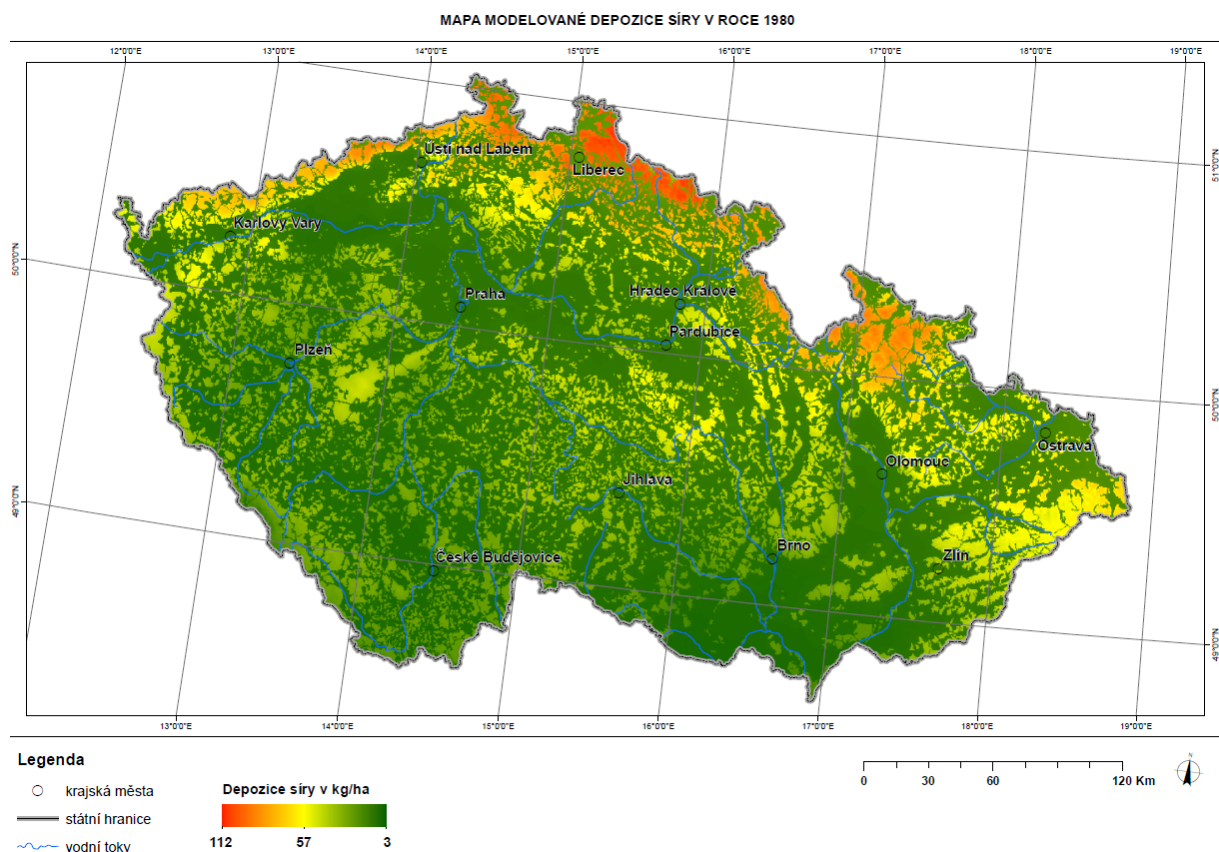
Obrázek č. 1 - Roční depozice síry na plochu České republiky v letech 2001 – 2020 (ČHMÚ 2021).



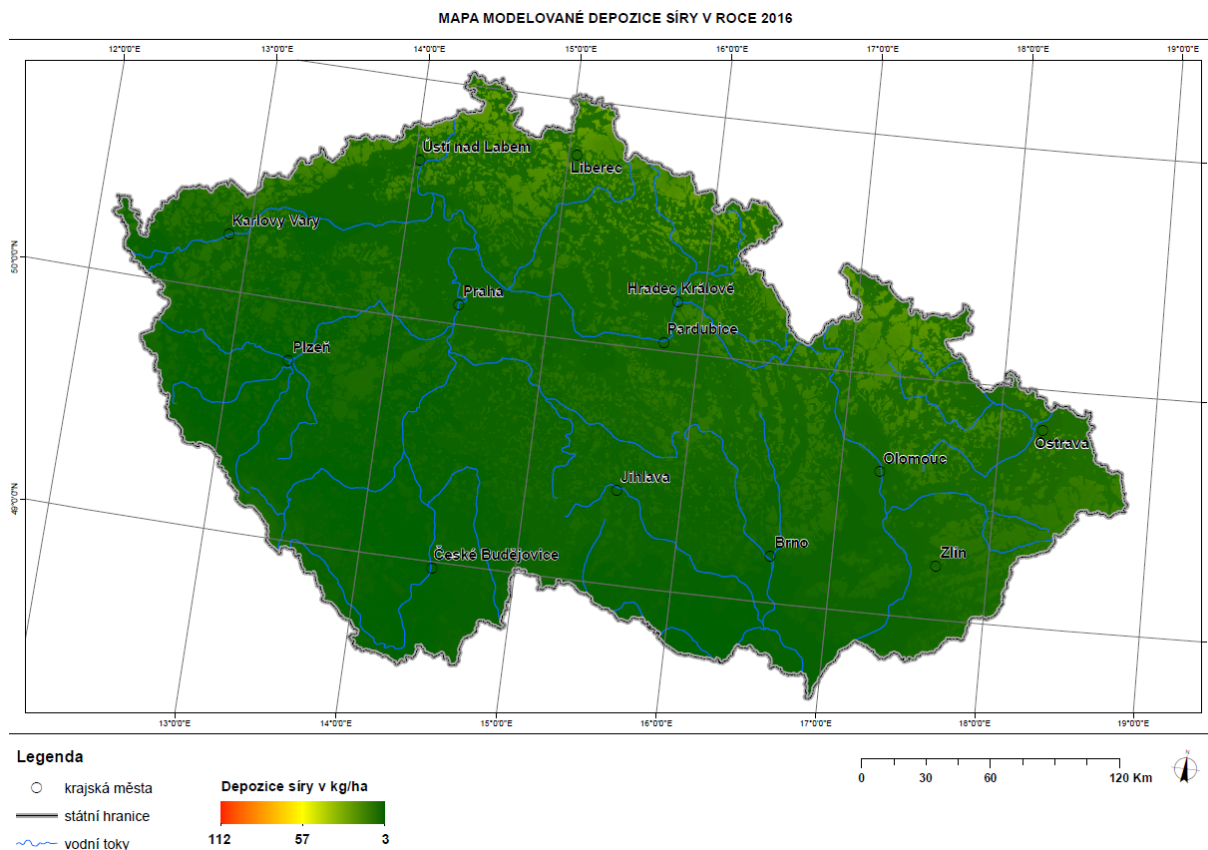
Obrázek č. 2 - Roční depozice dusíku na plochu České republiky v letech 2001 – 2020 (ČHMÚ 2021).

Rozložení atmosférických depozic síry a dusíku

Dlouhodobé sledování chemismu srážek a znečištění ovzduší je nezbytné pro odhalení časových trendů a prostorových vzorců při významných změnách životního prostředí, klimatu a pro jejich propojení s potenciálními budoucími dopady (Skeffington, Hill 2012). Zdrojem emisí oxidů síry je především spalování pevných fosilních paliv. Celkovou depozici SO_x ovlivňují především emise z velkých průmyslových zdrojů v severozápadní a severovýchodní části České republiky. Zde také pozorujeme nejvyšší hodnoty depozice síry (viz obrázek č. 3 a 4). V porovnání mezi lety 1980 (obrázek č. 3) a 2016 (obrázek č. 4) se hodnoty depozičního toku (bulk) výrazně snížily. Vyšší hodnoty depozic zůstávají např. na Jesenicku, v Krkonoších či Orlických horách. Průměrné hodnoty depozic v těchto oblastech však klesly z depozic 100 – 80 kilogramů síry na hektar/rok v roce 1980 na necelých 5 kg síry na hektar za rok 2016 (Oulehle et al. 2016a).



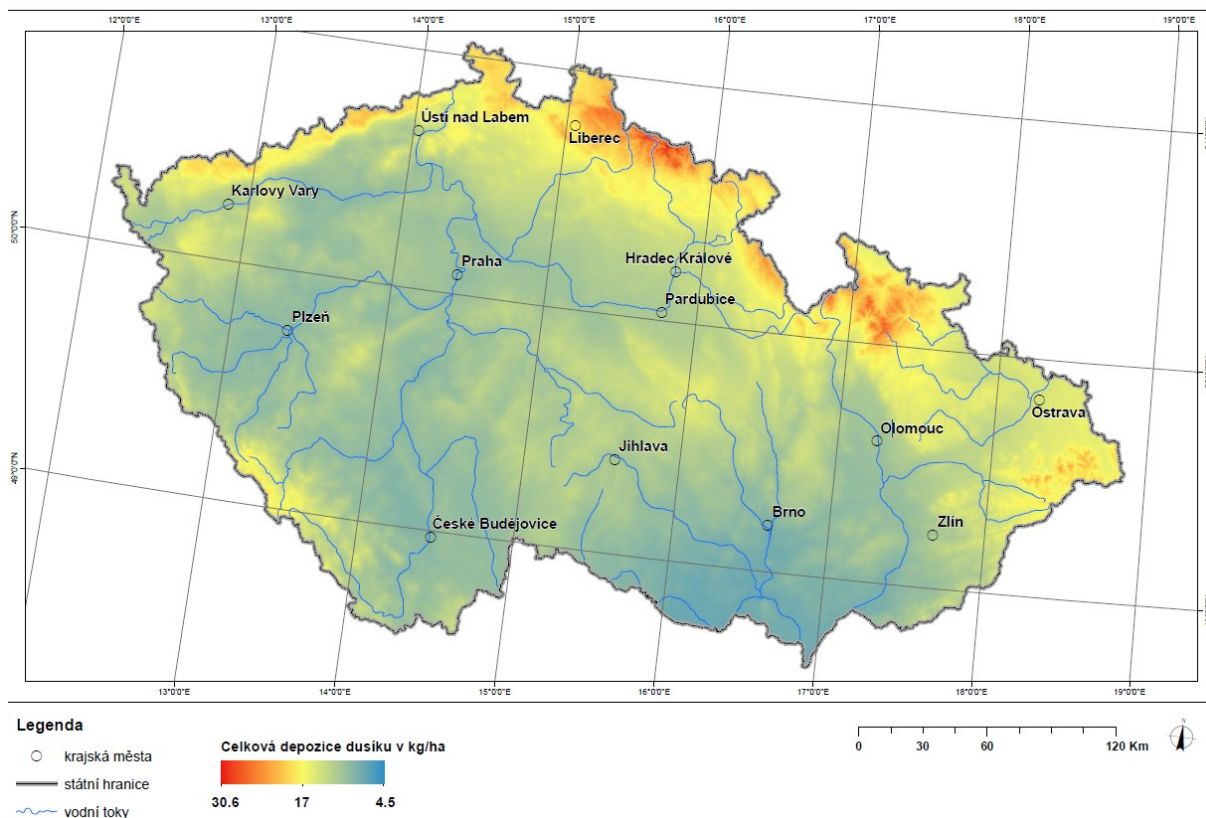
Obrázek č. 3 - Mapa modelované atmosférické depozice síry v ČR v roce 1980 (Chuman, Oulehle 2019a).



Obrázek č. 4 - Mapa modelované atmosférické depozice síry v ČR v roce 2016 (Chuman, Oulehle 2019b).

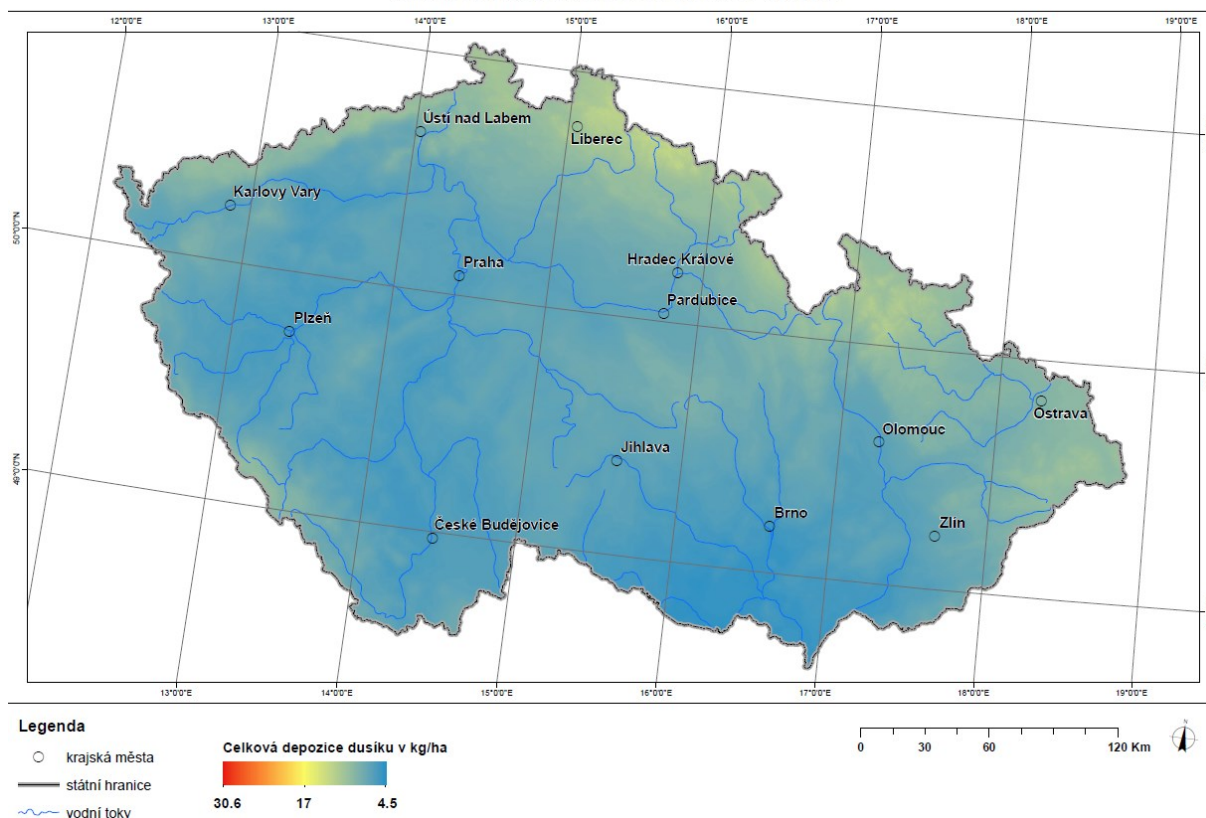
Prostorové rozložení celkové depozice dusíku ze srážek na volné ploše (bulk) pro rok 1980 a 2015 ukazují obrázky č. 5 a 6. Depozice jsou ovlivněny emisemi ve formě oxidovaného dusíku NO_x z aglomerací s vysokou mírou spalování (průmysl, doprava a vytápění/spotřeba paliv) a v menší míře emisemi z automobilové dopravy na důležitých komunikacích. Celkovou depozici výrazně ovlivňují také zemědělské oblasti s intenzivní živočišnou výrobou díky uvolňování redukováného dusíku ve formě NH_3 (Zapletal 2006). Nejvyšší hodnoty celkové depozice dusíku byly zaznamenány v oblasti Šumavy, Krkonoš, Jizerských hor, Orlických hor, Českomoravské vrchoviny, Jeseníků a Moravskoslezských Beskyd, kde se hodnoty pohybovaly v roce 1980 kolem 25–30 kg dusíku na hektar za rok (Oulehle et al. 2016a). Nejnížší hodnoty depozice dusíku byly zjištěny v nejnižších a nejsušších oblastech našeho území v Dolnomoravském úvalu, Dyjsko-svrateckém úvalu, Českobudějovické pánvi nebo v Žatecké pánvi. Mezi lety 1980 a 2016 se depozice dusíku snížily. Oblasti se zvýšenými hodnotami však zůstávají poměrně stejné. Hodnoty depozic na volné ploše se zde nyní pohybují kolem 10 kg dusíku na ha/rok (Oulehle et al. 2016a).

MAPA MODELOVANÉ CELKOVÉ DEPOZICE DUŠÍKU V ROCE 1980



Obrázek č. 5 - Mapa modelované atmosférické depozice dusíku v ČR v roce 1980 (Chuman, Oulehle 2019c).

MAPA MODELOVANÉ CELKOVÉ DEPOZICE DUŠÍKU V ROCE 2016



Obrázek č. 6 - Mapa modelované atmosférické depozice dusíku v ČR v roce 2016 (Chuman, Oulehle 2019d).

Vysoké hodnoty depozic dusíku i síry v horských pohraničních oblastech souvisí především se zalesněností území a s vyššími úhrny srážek, které přinášejí (vymývají z atmosféry) více znečišťujících látek. Uplatňuje se zde také efekt suché depozice, kdy se plyny a aerosolové částice přenášené vzduchem zachycují na asimilačních orgánech stromů (Hofmeister, Hruška 2002). S následnými srážkami se tak dostane do půdy více znečišťujících látek (viz obrázek č. 7). Jehličnany mají oproti listnatým stromům výrazně větší povrch jak ve vegetačním období, tak v době vegetačního klidu, a působí jako účinné „kartáče“ znečišťujících látek (Hofmeister, Hruška 2002). Podle Hofmeistera a Hrušky (2002) tvoří suchá depozice síry na našem území zhruba polovinu až dvě třetiny celkové depozice a je rozhodujícím faktorem okyselování zalesněných oblastí. Horské oblasti České republiky jsou územím, kde se negativní dopady vysokých hodnot depozic projevují nejdříve.



Obrázek č. 7 - Rozdíl v hodnotách depozic síry mezi jehličnatými a listnatými stromy (podle Hofmeister, Hruška 2002)

Koncept kritických zátěží

Kritické zátěže

Vysoký obsah znečišťujících látek v ovzduší a jejich následná depozice má škodlivé účinky na mnoho typů ekosystémů. Vysoké depozice ovlivňují dostupnost živin, mobilizaci toxických prvků a mění druhové složení organismů (Nilsson, Grennfelt 1988). Pro odhad hraniční koncentrace znečišťujících látek (při jejímž překročení dochází k poškození ekosystému) byly na základě empirických dat stanoveny kvantitativní prahové hodnoty označované jako „kritické zátěže“ (Svedrup et al. 1990). Kritické zátěže se týkají nepřímých, půdou zprostředkovaných, účinků zvýšené depozice a charakterizují nejvyšší možné koncentrace sledovaných látek, které nezpůsobují chemické změny vedoucí ke škodlivým účinkům na strukturu a funkci ekosystému nebo k zásadnímu poškození jeho citlivých složek, podle stávajícího stavu poznání (Nilsson, Grennfelt 1988).

Jelikož jsou sloučeniny dusíku a síry v atmosféře transportovány na velké vzdálenosti, nelze tuto problematiku řešit pouze v rámci jednoho státu. V roce 1979 přijaly členské státy Evropské hospodářské komise OSN Úmluvu o dálkovém znečišťování ovzduší přesahujícím hranice států (LRTAP). Cílem této úmluvy bylo zmapování kritických zátěží a vědecký výzkum na podporu snižování znečištění ovzduší s cílem zmírnit negativní dopady na lidské zdraví a životní prostředí. Koncept a výpočet kritických hodnot je jednou z metod popisu zranitelnosti ekosystémů vůči environmentální zátěži způsobené antropogenním vlivem. Kritické zatížení se většinou udává v jednotkách eq/ha/rok a využívá se jako nástroj pro hodnocení znečištění ovzduší, při stanovování emisních norem nebo jako nástroj pro hodnocení potenciálního dopadu nových zdrojů znečištění (Pardo et al. 2011). V členských státech se provádí monitorování národních emisí a depozic a je snahou jednotně pracovat na jejich snížení (Chuman et al. 2020).

Pro posouzení potenciálního rizika je zapotřebí stanovit tzv. kritickou mez, kterou lze definovat jako maximální nebo minimální přípustnou hodnotu pro ukazatel koncového stavu nebo chemické kritérium. Koncovým stavem pro dopady emisí může být např. změna vegetace, chemickým kritériem pak koncentrace rozpuštěných látek v půdě či vodě (De Vries et al. 2015). Kritická zatížení jsou ustálené veličiny a nemají dlouhodobý časový rozměr. Pokud se depozice rovnají kritickému zatížení, nelze říci, kdy je dosaženo kritické meze. Podle De

Vries et al. 2015 to může trvat několik let nebo staletí, v závislosti na neutralizační kapacitě půdy. Podle Nilssona a Grennfelta (1988) je struktura a funkce ekosystému chráněna, pokud není kritická zátěž překročena depozicí znečišťujících látek.

Výpočet kritických zátěží

Základní myšlenka kritických hodnot spočívá v rovnováze mezi depozicemi, kterým je ekosystém vystaven, a schopností tohoto ekosystému nahromaděné látky neutralizovat nebo je ze systému bez negativních účinků odstranit (CLRTAP 2017). Zátěže jsou pro různé znečišťující látky popsány různými způsoby a jejich škodlivé účinky závisí na druhu vegetace, na půdních podmínkách a na bývalém a současném managementu prostředí (hospodaření, odebírání nebo přidávání hnojiv atd.) (Nilsson, Grennfelt 1988). Pardo et al. (2011) zmiňuje tři hlavní přístupy k výpočtu kritických zátěží:

- 1) empirický přístup
- 2) hmotnostní bilance v ustáleném stavu
- 3) dynamické modelování

Empirické hodnoty kritických zátěží jsou založeny na terénních pozorováních a experimentech s cílem stanovit vztah mezi vstupem (depozicí) znečišťující látky a jeho dopadem na ekosystém (Pardo et al. 2011). Terénní pozorování mohou být prováděna na experimentálních lokalitách, na kterých je depozice uměle řízena (s přidavkem nebo se sníženým množstvím znečišťujících látek), nebo na základě gradientových studií. Gradientové studie pracují se skutečnými depozicemi na sledovaných lokalitách, které se nacházejí podél depozičního gradientu, a zahrnují údaje z neznečištěných oblastí a také z oblastí s vysokými zátěžovými hodnotami (CLRTAP 2017). Lokality jsou sledovány a je zde známo, zda a kdy se úroveň depozice zvýšila či snížila.

V empirickém přístupu jsou kritické zátěže odvozeny z pozorovaných vztahů mezi atmosférickou depozicí a účinky na specifikované citlivé prvky v ekosystému (De Vries et al 2015). Pro stanovení kritických zátěží se používají tzv. indikační druhy rostlin. Jsou to rostliny, které mají k určitým abiotickým podmínkám nápadně úzký vztah a můžeme je tak použít

k tomu, abychom jejich výskytem či absencí mohly přesně charakterizovat podmínky prostředí (Válek 1970). Pro indikační druhy je potřeba stanovit limitní hodnoty podmínek, při jejichž překročení dojde k poškození. Limit lze nastavit pro něco, na co je organismus citlivý (např. pH půdy nebo množství živin). Pro posouzení kritické zátěže pro celý ekosystém je potřeba stanovit zátěžové limity pro každý zájmový indikátorový organismus (Svedrup et al. 1990) a díky těmto hodnotám následně kvantifikovat potřebu snížení atmosférické depozice. Kritická zatížení jsou odvozena s cílem udržet stabilitu ekosystému.

Modelový přístup posuzuje kritické zátěže pomocí hmotnostní bilance. Jeho použití umožní posoudit riziko a vývoj nepříznivých účinků na ekosystém v čase a v prostoru. Nastavuje chemickou kritickou mez (zjištěnou empiricky), při níž ještě nedochází k významným škodlivým účinkům na ekosystém, a dává ji do vztahu s maximálními depozicemi pomocí matematických rovnic (CLRTAP 2017). Kritické zátěže jsou odvozeny v dlouhodobém horizontu za předpokladu, že je ekosystém v ustáleném stavu. Dočasné odchylky od rovnovážného stavu jsou tolerovány, pokud je ekosystém schopný regenerace. Jako příklad můžeme uvést model jednoduché hmotnostní bilance (SMB) (Posch et al. 2015), který je využíván pro výpočet kritických zátěží pro suchozemské ekosystémy podle úmluvy LRTAP (Sverdrup et al. 1990, Sverdrup a De Vries 1994). Jedna z variant SMB modelu pracuje s hmotnostní bilancí vodíkových iontů v rámci acidifikace prostředí (Kurz et al. 2001). Použití modelů pomáhá standardizovat hodnocení negativních vlivů/rizik v časovém i regionálním měřítku pro různé environmentální problémy. Při výpočtu kritické zátěže se sleduje dlouhodobá ochrana ekosystému.

Třetí metodou pro výpočet kritických zátěží jsou dynamické modely. Ty byly vyvinuty (současně s vrcholem emisí v 80. – 90. letech minulého století) pro hodnocení časových dopadů atmosférické depozice kyselých a eutrofizujících látek a těžkých kovů na ekosystémy (De Vries 2015). Dynamické modely stejně jako modelové zatížení používají metodiku založenou na hmotnostní bilanci, vyžadují však velmi podrobné soubory dat pro parametrizaci a testování (Zapletal 2006) a využívají se k posouzení budoucích důsledků. Zda dojde k významnému škodlivému ovlivnění citlivých složek ekosystému, závisí na době trvání a velikosti atmosférických depozic, které překračují kritické zátěže (De Vries et al. 2015). Pokud byla kritická zátěž překročena v minulosti a nadále již k překročení kritických hodnot nedochází, může dojít k obnově citlivých složek ekosystémů (De Vries et al. 2015). Dynamické

modely odhadují změny vegetace v závislosti na proměnlivých abiotických faktorech nebo předpovídají tyto změny do budoucnosti, do svých výpočtů mohou zahrnovat také predikce budoucí klimatické změny.

Kritické zátěže se určují zvláště pro půdu, podzemní vodu, povrchovou vodu a budou se lišit pro tyto tři kategorie, pro danou oblast i pro jednotlivé lokality v závislosti na inherentní citlivosti ekosystému. Pokud je cílem ochrana celého ekosystému pak se kritickou zátěží stává nejnižší z hodnot (CLRTAP 2017).

V procesu určování kritických zátěží a jejich následnému použití k ochraně životního prostředí existuje podle Bulla (1992) řada klíčových kroků a jsou považovány za devět samostatných fází:

- 1) Výběr znečišťující látky
- 2) Výběr vhodného citlivého receptoru
- 3) Určení kritické chemické meze
- 4) Výběr metody
- 5) Regionalizace oblastí
- 6) Shromáždění potřebných údajů
- 7) Výpočet kritické zátěže
- 8) Použití depozičních údajů k posouzení, zda jsou kritické zátěže překročeny
- 9) Použití hodnot kritické zátěže na emisně-poziční modely

Kritické zátěže nutričním dusíkem

Atmosférická depozice dusíku

Přítomnost dusíku v půdě je jedním ze základních pilířů pro správnou funkci ekosystému. Jedná se o limitní prvek produktivity (především v oligotrofních a mezotrofních ekosystémech), který je součástí nukleových kyselin, hormonů, proteinů a koenzymů a jeho formy jsou rostlinami z půdy spotřebovávány ve velkém množství (Procházka et al. 2003). Je základní složkou mnoha buněk a podílí se na různých procesech jako je fotosyntéza, přenos energie nebo růst (Dessureault-Rompré 2022).

Jedna z hlavních rolí dusíku je tedy podpora výživy a růstu rostlin. Při zvýšeném množství dusíku (pokud ostatní živiny nejsou limitní) není růst rostlin na stanovišti omezen nedostatkem živin a dochází k zrychlení biologických koloběhů v ekosystému (Čížková et al. 2017). Rostliny zrychlují svůj růst a jsou náchylnější k chorobám a škůdcům. Naopak nedostatek dusíku může vést ke zpomalení růstu nebo žloutnutí listů a jejich opadu (Čížková et al. 2017). Množství dusíkatých látek ovlivňuje také biologickou aktivitu v půdě. Mikroorganismy jej využívají jako zdroj energie pro přeměnu organických sloučenin (Šantrůčková et al. 2018).

V koloběhu dusíku se uplatňuje několik jeho důležitých forem: molekulární dusík (N_2), oxidy dusíku (NO_x), nitráty (NO_3^-) a amoniak (NH_3) (Šantrůčková et al. 2018). Koloběh dusíku mezi jednotlivými složkami životního prostředí je poměrně složitý a je silně regulován fyzikálními, chemickými, biologickými a mikrobiologickými procesy (CLRTAP 2017). V posledních desetiletích je N a jeho sloučeninám věnována větší pozornost (Dessureault-Rompré 2022, Roth et al. 2013, Fang et al. 2011).

Negativní vliv na půdní prostředí mají především oxidy dusíku (NO_x) a redukovaný dusík v amoniakální formě (NH_4^+). Při reakci oxidovaného dusíku s vodní párou dochází k přeměně na kyselinu dusičnou (HNO_3), která, v závislosti na osudu NO_3^- může snižovat pH půdy a přispívat k jejímu okyselování (Sutton et al. 2011). Redukovaný dusík ve formě NH_4^+ má primárně zásadité vlastnosti a může zvyšovat pH půdy. Problém nastává při přeměně NH_4^+ na NO_3^- . Tyto anionty, pokud nejsou přijaty organismy, mohou vázat bazické kationty z výměnného půdního komplexu (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) a místo nich uvolňovat vodíkové ionty (H^+), které výrazně okyselují půdní prostředí (Šantrůčková et al. 2018).

Oxidy dusíku jsou emitovány jak z velkých (např. elektrárny), tak z malých (např. doprava, vytápění domácností) zdrojů a vznikají v podstatě jakýmkoli spalovacími procesy, většinou ve formě NO a v menší míře jako NO₂ (CLRTAP 2017). Na rozdíl od oxidů síry (viz odsíření elektráren na přelomu 20./21. století) není tak jednoduché oxidy dusíku z vypouštěných látek vyfiltrovat. K pomalejšímu snižování celkových hodnot emisí dusíku pomáhá také nárůst osobní a hlavně nákladní dopravy, na kterou je v současné době kladen poměrně silný důraz. V důsledku zvýšeného množství dusíkatých látek v ovzduší a jejich následné depozici může dojít k mnoha změnám v půdních procesech, růstu rostlin a mezidruhových vztazích v jednotlivých ekosystémech.

Vliv zvýšeného množství dusíku na ekosystémy a jeho kritické hodnoty

Soubor událostí, který nastává při zvýšeném přísunu dusíku v oblastech s původně nízkou mírou depozice, je velmi složitý. Ekologické procesy se vzájemně ovlivňují a působí v různých časových a prostorových měřítkách. V důsledku toho byly mezi různými přírodními nebo polo přírodními ekosystémy pozorovány velké rozdíly v citlivosti na atmosférickou depozici dusíku (CLRTAP 2017).

Podle CLRTAP (2017) lze rozlišit následující hlavní účinky nadměrné dusíkaté depozice:

- (a) přímá toxicita dusíkatých plynů a aerosolů pro jednotlivé druhy
- b) akumulace sloučenin dusíku, která vede ke zvýšené dostupnosti dusíku (eutrofizaci) a změnám druhového složení nebo relativní početnosti
- c) dlouhodobý negativní účinek amoniaku
- d) účinky acidifikace zprostředkované půdou
- e) zvýšená náchylnost k sekundárnímu stresu a rušivým faktorům, jako je sucho, mraz, patogeny nebo býložravci

Změny v dostupnosti dusíku mohou ovlivňovat rostliny jak přímo (toxicitou, akumulací prvku v půdě atd.) nebo nepřímo (např. ovlivňují míru herbivorie a schopnost rostlin na ni reagovat). V některých ekosystémech má nadměrné ukládání dusíku závažný dopad. Mění se zde jeho celkový koloběh, který se projevuje zvýšenou mineralizací N, nitrifikací a vyplavováním dusičnanů (NO₃⁻) nebo také zvýšenou koncentrací dusíku v rostlinných tkáních

(Reinds et al. 2008). Jeho přílišné množství může být pro některé druhy toxické, může změnit kompetiční vztahy mezi organismy a jejich populacemi a měnit strukturu biocenóz a zvyšovat homogenitu prostředí (Nilsson, Grennfelt 1988).

Nejvíce citlivé ekosystémy na vysoké depozice N jsou alpské ekosystémy, vysokohorská vegetace, nehnojené louky a pastviny nebo ekosystémy s dominancí lišejníků (Nilsson, Grennfelt 1988). Většina rostlinných druhů žijících v těchto ekosystémech je přizpůsobena prostředí chudému na živiny (tzv. oligotrofní druhy) a může úspěšně přežít nebo konkurovat pouze na půdách s nízkou dostupností dusíku (Bobbink a Hettelingh, 2011). Oligotrofní stanoviště a oligotrofní druhy jsou navíc většinou více vzácné. S vyšší depozicí dusíkatých látek se druhové složení stává více homogenní, protože vzácné, a tedy unikátnější oligotrofní druhy, při vyšší úrovni depozice N mizí (Roth et al. 2013). Podle Nilssona a Grennfelta (1988) je 65 – 80 % střeoevropských druhů ohrožených cévnatých rostlin schopno kompetice pouze na půdách chudých na dusík. Na stanovištích s vysokými depozicemi převládají kompetičně silnější rostliny, které rychle rostou a zamezují v rozvoji ostatním druhům, čímž klesá druhová rozmanitost (Čížková et al. 2017). Při zvýšeném množství vstupů dusíku není růst rostlin na stanovišti limitován nedostatkem živin a dochází k zrychlení biologických koloběhů v ekosystému a tím k vyšší produkci biomasy. Původní druhy rostlin v některých ekosystémech mohou být nahrazeny invazními druhy, které jsou při zvýšené depozici N produktivnější (Weiss 1999). S rostoucí dostupností dusíku tedy dochází k postupným změnám ve struktuře a složení biotických společenstev (Pardo et al. 2011). Zobecnění dopadů depozice N na druhovou rozmanitost rostlin je však obtížné, protože účinky depozice dusíkatých látek závisí na době trvání, celkovém množství vstupů, na jejich formě, vnitřní citlivosti přítomných druhů a abiotických podmínkách v ekosystému (Roth et al. 2013). Různé ekosystémy reagují na zvýšený vstup dusíku různě v závislosti na mnoha faktorech. Obecně však platí, že zvýšená depozice dusíku vede k eutrofizaci a u ekosystémů doposud limitovaných jeho dostupností ke zvýšení primární produktivity (Chuman et al. 2020).

Kritickou zátěž dusíkem definuje Svedrup et al. (1990) jako „maximální depozice sloučenin dusíku, které nezpůsobí eutrofizaci nebo nevyvolají žádný typ nerovnováhy živin v žádné části ekosystému“. Původně byly vyhodnoceny empirické kritické zátěže dusíku v devadesátých letech minulého století pro specifické skupiny přírodních a polo přírodních ekosystémů na

základě pozorovaných změn ve struktuře a funkci ekosystémů podle následujícího vzorce (Svedrup et al. 1990):

$$CL(N) = N_{totU} + N_{totAcc} + N_{totL}$$

N_{totU} = příjem dusíku rostlinami (Nitrogen – total uptake)

N_{totAcc} = dlouhodobá akumulace dusíku v půdě (Nitrogen – total accumulation)

N_{totL} = přípustné vyplavování dusičnanů z hlediska eutrofizace (Nitrogen – total leaching)

V roce 2011 byly sestaveny empirické kritické zátěže podle Bobbinka a Hettelingha pro několik hlavních stanovišť: mořská stanoviště, pobřežní stanoviště, stanoviště vnitrozemských povrchových vod, rašeliniště, slatiniště a slatinné biotopy, travnaté a vysoko stébelné biotopy, vřesoviště, křoviny a tundra, lesní a lesní biotopy, ostatní stanoviště (stanoviště bez vegetace nebo s řídkou vegetací). Pro určení těchto hodnot je vyhodnocena maximální přípustná zátěž, kdy je ekosystém udržován na hranici nepříznivých účinků (Svedrup et al. 1990). Průměrné kritické hodnoty dusíku pro většinu ekosystémů se pohybují do 10 – 15 kg/ha za rok (Bobbink et al. 2022).

Empirické rozsahy kritických zátěží jsou tabelovány dle doporučení CLRTAP (2017) pro jednotlivé typy ekosystémů podle klasifikace EUNIS (European Nature Information System). V jejich práci je každé kritické zatížení spojeno s dopady na ekosystém, které mohou nastat při jeho překročení. To může být užitečné pro posouzení očekávaných dopadů depozice dusíku s ohledem na empirické kritické zatížení a porovnání výsledků s terénními pozorováními. Empirické zátěže dusíku jsou zde vyjádřeny jako rozpětí hodnot pro jednotlivé třídy ekosystémů. Je to z důvodu variability prahových hodnot mezi místy měření, na kterých byly (nebo naopak nebyly) pozorovány negativní dopady celkových dusíkatých depozic (CLRTAP 2017).

Kritické zátěže dusíku mohou být také určeny akumulací amoniaku v půdě, k níž může dojít v oblastech s extrémně vysokou depozicí amoniaku nebo v půdách s nízkou mírou absorpce a nitrifikace (CLRTAP 2017). Akumulace amoniaku v půdě může vést k nerovnováze živin mezi bazickými kationty a dusíkem.

Dynamika sloučenin dusíku v půdě ovlivňuje také spotřebu a produkci protonů H^+ v půdním prostředí. Okyselující vliv dusíku současně se sírou je popsán v další kapitole.

Kritické zátěže acidity

Atmosférická depozice síry a její kritické hodnoty

Pro rostliny je síra (stejně jako dusík) jedním z nepostradatelných prvků. Je stavební složkou aminokyselin, enzymů a vitamínů. Síra je primárně obsažená v horninách a uvolňuje se do půdního roztoku ve formě síranů odkud je využívána rostlinami (Slavíková 1986) nebo se do prostředí dostává vulkanickou činností a využívána je i síra z rozkladu odumřelé biomasy. V oblastech bez většího zatížení vstupuje s atmosférickou depozicí do půdy okolo 1 kilogramu síry na hektar za rok, ve velmi zatížených oblastech se tento vstup může vyšplhat až na 200 kg síry ha/rok (Šantrůčková et al. 2018). Díky znečištění a následným vyšším depozicím není síra pro rostliny považována za limitní prvek (Pavlová 2005).

Antropogenním zdrojem oxidů síry je především spalování fosilních paliv a jsou emitovány např. z továren, uhelných elektráren nebo dopravních prostředků (CLRTAP 2017). Součástí spalovacích procesů je oxidace síry a její následné uvolnění do prostředí ve formě SO_2 nebo SO_3 . Množství uvolněné síry je ovlivněno druhem spalovaného fosilního paliva viz tabulka č. 1. Oxidy síry ve vzduchu reagují s vodními parami a vytvářejí tak kyselinu sírovou. Tyto kyseliny se dostávají do srážek a rapidně snižují pH dešťové vody, která následně zvyšuje aciditu prostředí a je škodlivá pro mnoho druhů rostlin (Primack 2001).

Tabulka č. 1 - Množství uvolněné síry (%) dle druhu spalovaného paliva (Zapletal 2014).

Palivo	Průměrný obsah S
Dřevo	0.1 %
Ropa	1 – 3 %
Černé uhlí	1 %
Hnědé uhlí	1 – 8 %

Kritické zátěže acidity vyjadřují hodnoty depozic síry i dusíku zároveň. V roce 1992 však byly stanoveny kritické hodnoty pouze pro oxid siřičitý SO₂ (Ashmore, Wilson 1993) a jsou stále platné (viz tabulka č. 2). Kritické zátěže jsou stanoveny pro čtyři kategorie vegetace: citlivé skupiny lišejníků, lesní ekosystémy, (polo)přírodní vegetaci a zemědělské plodiny. K překročení kritické úrovně pro (polo)přirozenou vegetaci, lesy a případně zemědělské plodiny dochází, pokud je buď roční průměrná koncentrace nebo zimní pololetní průměrná koncentrace vyšší než kritická úroveň. Důvodem ke stanovení dvou rozdílných kritických hodnot (roční a pololetní) je větší vliv SO₂ v zimním období od října do března (mimo vegetační sezonu) (Alonso et al. 2017).

Tabulka č. 2 - Kritické zátěže pro síru podle vegetačních typů (Alonso et al. 2017, upraveno)

Vegetační typ	Kritická hodnota SO ₂ (µg/m ³)	Časový úsek
Lišejníky	10	Roční průměr
Lesní ekosystémy	20	Roční průměr a zároveň půlroční průměr (říjen až březen)
Polo přírodní ekosystémy	20	Roční průměr a zároveň půlroční průměr (říjen až březen)
Zemědělské plodiny	30	Roční průměr a zároveň půlroční průměr (říjen až březen)

Kyselá atmosférická depozice

Kyselá atmosférická depozice je způsobena dvěma hlavními příčinami, nadměrnými emisemi oxidu siřičitého (SO₂) a emisemi oxidů dusíku (NO_x). Množství těchto depozic hraje důležitou roli v procesu okyselování půd a výrazně mění podmínky na stanovišti. V atmosféře a na povrchu vegetace mohou sloučeniny oxidovat za vzniku kyselin, které snižují pH srážkové vody, která vstupuje do půdy (Hruška et al. 1996).

Důležitou roli v okyselování půdy hraje také amoniak (NH₃), který se do atmosféry dostává volatilizací z intenzivně využívaných zemědělských ploch (Truscott et al. 2005). Ve srážkách je NH₃ schopen vázat volné vodíkové ionty H⁺ a přeměnit se tak na amonný kationt NH₄⁺. Díky vazbě vodíkových iontů snižuje amonný kationt kyselost srážek (Hruška a Kopáček 2009). Po dopadu na zemský povrch však NH₄⁺ významně přispívá k okyselení půd. Dochází zde k nitrifikaci (oxidaci amonného iontu na dusičnany) v průběhu které se za každý

spotřebovaný iont NH_4^+ uvolňují do prostředí dva ionty H^+ (Hruška a Kopáček 2009). Okyselení půd je tedy možné způsobit i nadměrným hnojením dusíkatými hnojivy. Pokud hnojiva obsahující dusík nejsou spotřebovány rostlinami, může dojít k volatilizaci amoniaku do ovzduší.

Díky odlišnému vzniku emisí amoniakálního dusíku (intenzivní zemědělství) a oxidů dusíku (spalovací procesy) se liší také jejich atmosférický transport. Depozice NO_x převažují v městských a průmyslových oblastech, zatímco depozice NH_3 převažují v oblastech venkovských/zemědělsky využívaných (De Vries et al. 2015). Uzavřený cyklus dusíku (bez antropogenního vlivu) je s ohledem na biologické přeměny vyvážený a nedochází k čisté produkci ani spotřebě kyselin. V situaci, kdy dusík neomezuje růst biomasy, může docházet k jeho hromadění v půdě a zvyšuje se tím možnost jeho následného vyplavování ve formě dusičnanů spolu s bazickými kationty. Deponovaný dusík (i síra) může být tedy buď uložen v ekosystému anebo bude mobilizovat další kationty a opustí půdu. Z tohoto pohledu je důležité, aby se co největší množství deponovaných nitrátů a amonných iontů spotřebovalo v ekosystému.

Vedle množství depozic rozhoduje o náchylnosti půd k okyselení zejména množství bazických kationtů (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+), jejichž zdrojem je zvětrávání podložních hornin (Hruška et al. 1996). Okyselující vstupy síry a dusíku mohou mobilizovat bazické kationty z výměnného komplexu půdy (dochází k výměně vodíkových iontů za protony vápníku, hořčíku, sodíku a draslíku) a ty mohou být následně přijaty rostlinami nebo vyplaveny společně s mobilními anionty, většinou dusičnany nebo sírany (Šantrůčková et al. 2018). Vyplavováním kationtů Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ a K^+ dochází ke ztrátě pufrční kapacity půdy a k nerovnováze živin pro růst rostlin (De Vries et al. 2015). V důsledku omezené kapacity tohoto pufrčního systému se snižuje pH půdy. Kyselá depozice tak ovlivňuje jak chemismus půdního roztoku (okyseluje půdní vodu), tak zásoby bazických kationtů v půdě, přičemž obě tyto složky jsou na sobě vzájemně závislé. Čím více je v půdě bazických kationtů, tím je půda odolnější vůči okyselení, protože bazické ionty mohou déle neutralizovat kyselý přísun z atmosféry. Mezi nejméně odolné patří např. horské půdy, které mají malou mocnost a přirozeně nízké množství bazických kationtů (Hruška et al. 1996).

V minerálních půdách s velkou kationtovou výměnnou kapacitou a vysokým nasycením bázemi může pufrování bazickými kationty pokračovat po několik desetiletí, a to i při relativně

vysokém přísunu kyselin (De Vries et al 2015). Pufrování kationty a vyluhování pokračuje, dokud se nevymění všechny bazické kationty. Kyselá depozice na půdách chudých na báze zvyšuje rozpustnost hliníku a vede k mobilizaci jeho volných iontů. Pokračující acidifikace vede k posunu pufračního rozsahu půdy k pufrování hliníkem ve formě Al^{3+} (Mulder et al. 1989), jehož ionty jsou v půdě vázané jen lehce a mohou být jednoduše uvolněny zpět do prostředí (Čížková et al. 2017). Podle De Vries et al. (2003) byla prokázána významná korelace mezi depozicí síry a zvýšenou koncentrací Al^{3+} v půdních roztocích na kyselých lesních půdách v Evropě. Zvýšené rozpouštění hliníku, díky okyselování půdy, a jeho následná mobilita je považována za hrozbu pro vitalitu přírodních ekosystémů (Ulrich et al. 1980). Nadbytek hliníkových iontů je pro většinu rostlin toxický a přispívá k negativním modifikacím kořenového systému, inhibici příjmu potřebných živin nebo ke zpomalování růstu (Ellenberg 1988). V kyselých půdách dále také narůstá mobilita rizikových prvků jako je kadmium, zinek, bor, nikl a mangan (Ellenberg 1988).

Díky poklesu pH, nízkému nasycení bází a zvýšené koncentraci hliníku (spojenou s okyselováním půdy) může být výrazně ovlivněn růst rostlin a druhové složení vegetace. Okyselování půdního prostředí zpomaluje činnost půdních mikroorganismů a následný rozklad organických látek v půdě, čímž snižuje jejich celkový obsah. Nedostatek živin z rozložené organické hmoty může způsobit větší náchylnost rostlin k různým chorobám a škůdcům (Ellenberg 1988). Snížené pH půdy ovlivňuje také mykorhizní druhy. Kyselé prostředí nevyhovuje symbiotickým houbám a může tak ovlivnit přísun živin rostlinám i touto cestou.

Účinky okyselující depozice se tedy projevují mnoha způsoby. Podle Warfinga a Svedrupa (1995) se jedná především o následující:

- a) Ochuzení půdy o bazické kationty (vápník, draslík, hořčík, sodík)
- b) Zvýšená koncentrace toxických prvků (především hliníku)
- c) Akumulace síry a dusíku v půdě
- d) Snížená neutralizační kapacita půdy
- e) Snížení biodiverzity

Kritické zátěže acidity S a N

Pro odvození míry depozice, při níž se tyto negativní účinky začínají projevovat, jsou zavedeny kritické zátěže acidity. Podle Nilssona a Grennfelta (1988) je kritické zatížení acidity dusíkem a sírou definováno jako „maximální depozice okyselujících sloučenin, které nezpůsobí chemické změny vedoucí k dlouhodobým škodlivým účinkům na ekosystém“. Regionální posouzení kritické zátěže je velmi důležité pro formulování optimálních politik pro snižování emisí.

Výchozím bodem pro odvození kritických zátěží acidity S a N je nábojová bilance iontů (De Vries 1991, Posch et al. 2015). Acidobazické vztahy charakterizují schopnost půdy neutralizovat okyselující látky (CLRTAP 2017). Díky této vlastnosti je možné stanovit hodnoty depozic při kterých dojde k překročení této schopnosti a půda se začne okyselovat. Zvolené mezní hodnoty odrážejí počáteční bod tzv. „kyselé stresové situace“, která je pro rostliny dle současných poznatků nepříznivá (Sverdrup a Warfvinge 1993). Maximální depozice okyselujících látek mohou být definovány také pomocí poměru množství hliníku a bazických kationtů v půdním roztoku (Augustin 2005).

Pro odvození kritických zátěží acidity u minerálních půd s nízkým obsahem organické hmoty jsou podle CLRTAP (2017) nejvíce vhodná kritéria zohledňující iontový hliník Al^{3+} . Běžně se využívají tyto tři:

- a) Kritická koncentrace hliníku
- b) Kritický poměr bazických kationtů a hliníku
- c) Kritická hodnota mobilizace hliníku

Podle Svedrupa a Warfinga (1993) je vztah mezi růstem rostlin (jejich prosperitou) a půdním roztokem nejlépe vyjádřen prostřednictvím poměru bazických kationtů (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+) a hliníkových iontů. Poměrové kritické hodnoty pro velké množství rostlinných druhů lze nalézt v publikaci Svedrupa a Warfinga (1993) (tabulka č. 3), kde jsou znázorněny poměrové hodnoty BC/Al a jejich vliv na růst vybraných rostlinných druhů. Při určování poměrových hodnot vycházeli Sverdrup a Warfinge (1993) z pozorování provedených jak laboratoři, tak v terénu, a zaměřili se především na růstové parametry (růst kořenů, růst stonků, růst biomasy).

Tabulka č. 3 - Poměrové hodnoty BC/Al a jejich vliv na snížení růstu vybraných druhů (%) při daném poměru/kritériu (Sverdrup a Warfinge 1993, upraveno)

Název druhu	Poměr BC/Al a jeho vliv na snížení růstu (%)			
	20 %	10 %	5 %	2 %
Jehličnaté stromy				
<i>Picea abies</i> (smrk ztepilý)	1.2	2.7	5.7	15
<i>Pinus sylvestris</i> (borovice lesní)	1.2	1.8	3	5
Listnaté stromy				
<i>Fagus sylvatica</i> (buk lesní)	0.6	0.8	1.2	2.5
<i>Quercus robur</i> (dub letní)				
<i>Betula pendula</i> (bříza bělokorá)				
Podrovní vegetace				
<i>Deschampsia flexuosa</i> (metlička křivolaká)	0.5	1.2	2.5	6.4
<i>Calluna vulgaris</i> (vřes obecný)	0.8	1.8	3.8	10

Pro půdy s vysokým obsahem organické hmoty se využívají spíše kritéria zohledňující koncentraci vodíkových iontů, která jsou uvedena níže (CLRTAP 2017):

- a) Kritická hodnota pH
- b) Nasycení bází – podíl bazických kationtů v kationtovém výměnném komplexu

Kritické hodnoty pH se liší v závislosti na rostlinném druhu a jejich hodnoty pro jednotlivé rostliny lze stejně jako hodnoty Bc/Al nalézt v publikaci Sverdrup a Warfvinge (1993). V některých půdách může být limitní hodnota nastavena na $\text{pH}(\text{H}_2\text{O}) = 4.2$, tedy na hodnotu, při které ještě nedochází k zvýšenému obsahu a mobilizaci hliníku (Lindsay 1979, Ulrich 1981).

K výpočtu kritické okyselující zátěže je používán také následující vzorec (Bobbink a Hettlelingh 2011):

$$\text{CL}(\text{S}) + \text{CL}(\text{N}) = \text{BC}_{\text{dep}} - \text{Cl}_{\text{dep}} + \text{BC}_{\text{w}} - \text{BC}_{\text{u}} + \text{N}_i + \text{N}_{\text{u}} + \text{N}_{\text{de}} - \text{ANC}$$

BC_{dep} = depozice bazických kationtů

Cl_{dep} = depozice chloridů

BC_{w} = bazické kationty uvolněné zvětráváním

BC_{u} = spotřeba bazických kationtů vegetací

N_i = fixovaný dusík v půdě

N_u = spotřeba dusíku vegetací

N_{de} = depozice dusíku

ANC = neutralizační kapacita půdy

Vliv depozic síry a dusíku na lesní ekosystémy

Mezi ekosystémy nejvíce postižené vysokými depozicemi síry a dusíku patří horské lesy střední Evropy (Oulehle 2006). V České republice tvoří lesní ekosystémy 33 % rozlohy (tedy 26 430 km²). Struktura lesů zde byla historicky přeměněna převážně na monokultury smrku ztepilého (*Picea abies*). Podle Ministerstva zemědělství ČR (2022) 69.6 % lesní plochy představují jehličnaté lesy s dominancí právě smrku ztepilého (*Picea abies*), který se vyskytuje na 48 % celkové plochy lesních ekosystémů. Od 50. let 20. století byla v těchto lesích zvýšená kyselá depozice, díky níž zde v 70. a 80. letech byla silně pozměněna a poškozena struktura vegetace (Vacek et al. 2013).

Vliv atmosférického znečištění na lesní ekosystémy je v poslední době intenzivně studován (např. Aherne a Posch 2013, De Vries et al. 2014, Augustin et al. 2005, Dirnböck et al. 2014, Hůnová et al. 2014). Lesy poskytují řadu ekosystémových služeb, které jsou pro nás nenahraditelné. Mají značný ekonomický význam jako zdroj dřeva, jsou významné pro ochranu vodních zdrojů, stabilizují půdu a jsou to místa s vysokou biodiverzitou. Aby tyto a další ekosystémové hodnoty mohly fungovat, je potřeba lesní ekosystémy udržovat zdravé a stabilní. Obnova acidifikovaného zalesněného ekosystému je důležitým tématem nejen pro vědeckou komunitu, ale také pro tvůrce politik (Oulehle 2006).

Rozsah a povaha změn lesní vegetace v důsledku acidifikace silně závisí na původních půdních vlastnostech, jako je hodnota pH, obsah živin a dostupnost vody (Bobbink et al. 2003). V tomto ohledu nelze v lesích očekávat jednoduché nebo lineární vztahy příčin a následků vzhledem k heterogenitě lesních půd, různému množství organické hmoty a klimatickým výkyvům (De Vries et al. 2014). Při překročení kritických hodnot depozic tedy nemusí hned dojít k náhlému vymizení druhů, opadu jehličí nebo úhynu stromů, ale spíše nastane situace, kdy se díky zvýšenému stresu (snížené pH, nedostatek živin, toxicita Al³⁺ atd.) zvýší riziko náchylnosti stromů k různým chorobám/škůdcům nebo může dojít ke snížení jejich celkového růstu (Sverdrup 1995).

Dlouhodobý výzkum horských lesů České republiky ukázal, že okyselování půd představuje vážný problém, způsobený kombinací přírodních (kyselé podloží, vymývání půd díky vysokým srážkovým úhrnům) a antropogenních (vysoké depozice okyselujících látek, druhové složení vegetace) faktorů, které vedou k vývoji chudých a kyselých půd (především podzolů a kambizemí) (Borůvka et al. 2005). Nejnáchylnější k okyselení jsou podle Hédla et al. (2011) svrchní vrstvy půdy.

Jak již bylo výše zmíněno jednou z hlavních příčin odumírání lesů je zvýšená koncentrace hliníku v půdním roztoku, jelikož poškozuje kořenový systém dřevin. Citlivost stromů na množství hliníku se mění v závislosti na pH roztoku, formě Al^{3+} , koncentraci Ca^{2+} , celkové iontové síle, formě anorganického N (NH_4^+ nebo NO_3^-), vlhkosti půdy atd. (De Vries et al. 2014). V důsledku toho bylo v literatuře uvedeno široké rozmezí prahových hodnot toxicity Al^{3+} pro různé druhy dřevin, které se pohybují v rozmezí od cca 1.5 do více než 30 mg/l (De Vries et al. 2014).

Jedná-li se pouze o větší dostupnost dusíku (eutrofizaci prostředí) dochází u některých druhů ke zvýšení jeho koncentrace v pletivech. Stromy mají následně velké přírůsty biomasy a nadměrný příjem N vyvolává v jejich metabolismu nerovnováhu živin, která se při vysokých dávkách projevuje celkovým chřadnutím, žloutnutím a u jehličnanů opadáváním jehlic (Ellenberg 1988). Následkem zrychleného růstu je (především u smrků) tvorba křehkého dřeva, které je velmi náchylné ke zlomům. V práci Hettelingh et al. (2015) bylo také pozorováno, že díky vyššímu obsahu dusíku v rostlině jsou některé druhy rostlin více atraktivní pro herbivory.

Pokud v lese zmizí stromy, ovlivní to i další druhy podrostní vegetace (Primack 2001). Na stanovišti se náhle změní podmínky jako např. množství světla (které se zvýší díky absenci korun stromů), teplota atd. Tyto nové podmínky již nemusí původním druhům podrostu vyhovovat, a tak se mohou ze stanoviště postupně vytrácet. V případech, kdy nedojde k úplnému zničení společenstva, může dojít ke změně jeho druhového složení tím, že jsou eliminovány jeho méně odolné druhy. Například lišejníky, které jsou schopné přežít i v nejdrsnějších klimatických podmínkách, jsou obzvláště náchylné na znečištěné ovzduší (Primack 2001).

Modely VSD+ a PROPS

Hodnoty kritických zátěží udávají maximální přípustné depozice, při nichž nedochází k poškození ekosystému. Pokud bychom však chtěli znát informace o dlouhodobém působení krajního znečištění a vývoji jeho negativního vlivu na ekosystémy v delším časovém měřítku, nedokážeme tyto informace pouze ze znalosti kritických hodnot odhadnout (Mol-Dijkstra, Reinds 2017). Pokud je kritická zátěž v současné době překročena (nebo byla překročena v minulosti) není možné z hodnoty depozice přesně určit, za jak dlouhou dobu dojde k poškození ekosystému. Stejně tak nelze přímo z hodnoty překročení zátěže zjistit dobu potřebnou k obnově ekosystému do původního stavu, pokud se depozice sníží pod kritickou mez (Posch et al. 2003). Z tohoto důvodu se zájem od pouhého výpočtu kritických depozic přesunul k využití dynamických modelů, které jsou schopny simulovat změnu chemického stavu ekosystému v čase a v závislosti na měnící se depozici (Grennfelt et al. 2001).

Kyselý déšť v souvislosti s vysokými depozicemi síry a dusíku byl v Evropě jedním z nejzávažnějších problémů životního prostředí 70. – 90. let minulého století (Kopáček a Veselý 2005) a ovlivňuje jej dodnes. V návaznosti na tento problém bylo vyvinuto mnoho modelů, které simulují průběh procesů spojených s acidifikací půd a povrchových vod (jako např. Enhanced Trickle Down model (ETD) (Nikolajdis et al. 1989) nebo Integrated Lake-Watershed Acidification study (ILWAS) (Gherini et al. 1985)). Mnoho z těchto modelů vyvinutých v 80. – 90. letech bylo vytvořeno pro výzkum konkrétních lokalit či projektů, kde byly k dispozici data z podrobného měření (Bonten et al. 2016). Z tohoto důvodu nejsou tyto modely příliš vhodné pro regionální aplikaci, jelikož vyžadují velmi detailní data, která nejsou na regionální úrovni snadno dostupná. Od svého vzniku byly však tyto modely neustále rozvíjeny, a především v Evropě sehrály důležitou roli při poskytování informací o časové dynamice ekosystémů. Nyní je již několik jednoduchých dynamických modelů, které byly navrženy tak, aby byly snadno použitelné na více odlišných lokalitách a vyžadovaly pouze malé množství vstupních dat (Bonten et al. 2016). Dynamické modely umožňují rychlé analýzy různých klimatických či depozičních scénářů a také výpočet cílových depozic, které vedou k požadovanému stavu půdního prostředí v určitém budoucím období (Jenkins et al. 2003).

Pro hodnocení dopadů depozic síry a dusíku na ekosystémy v České republice byl v této práci použit model VSD+ Studio. Tento jednoduchý dynamický model je podle Posch a Reinds (2009) navržen pro lokality s omezeným množstvím dostupných dat a je vhodný pro aplikace na regionální i kontinentální úrovni. Pro hodnocení budoucího vývoje vegetace byl použit vegetační model PROPS.

Model VSD+ Studio

Very Simple Dynamic Model+ (VSD+) byl vyvinut jako základní rozšíření modelu jednoduché hmotnostní bilance (SMB) pro výpočty kritických zátěží, ale především také vlivu atmosférické depozice a změny klimatu na acidifikaci půdy, dostupnost živin a proces ukládání uhlíku v přírodních nebo polo přírodních ekosystémech s ohledem na regionální podmínky (Posch a Reinds 2009).

Model SMB počítá pomocí jednoduchých rovnic hmotnostní bilance maximální vstupy síry a dusíku do ekosystému, které nezpůsobí jeho poškození (Posch a De Vries 1999). Model VSD+ se také skládá ze souboru rovnic hmotnostní bilance (popisujících vztahy mezi vstupy a výstupy látek do půdy), je však rozšířen o další prvky jako je například kationtová výměna a imobilizace dusíku v závislosti na čase (Mol-Dijkstra a Reinds 2017). VSD+ vyžaduje poměrně malé množství vstupních parametrů a je díky tomu vhodný pro použití v regionálním i kontinentálním měřítku (Posch a Reinds 2009). Byl vytvořen jako podpora při snižování emisí síry a dusíku v Evropě v rámci Úmluvy EHK OSN o emisích dusíku a síry v dálkovém znečišťování ovzduší přesahujícím hranice států (LRTAP) (Hettelingh et al. 1995).

Účelem modelu VSD+ je simulovat vliv atmosférické depozice na parametry kyselosti půdy (pH) a množství dusíku jako zásadních podmínek, které mohou ovlivnit pravděpodobnost výskytu rostlinných druhů. Díky těmto možnostem je program vhodný pro tvorbu vegetačních modelů, které počítají pravděpodobnosti výskytu jednotlivých přirozených druhů v závislosti na abiotických vlastnostech půdy (Bonten et al. 2016). Výsledné modely porovnávají vztah mezi naměřenými daty a modelovými hodnotami do budoucna s ohledem na regionální aplikaci. Časový krok pro simulaci je jeden rok, což znamená, že se zde neuvažuje sezónní variabilita.

Vzhledem k výraznému snížení emisí síry, ke kterému došlo v Evropě v posledních desetiletích, se pozornost v rámci politik a strategií ochrany přírody zaměřila více na vliv depozic dusíku a vývoj biologické rozmanitosti druhů. Proto v modelu VSD+ hrají důležitou roli také cykly dusíku (N) a uhlíku (C). Výsledné modelem nasimulované hodnoty pro pH a dusík lze následně použít jako vstupní hodnoty v modelech, které předpovídají pravděpodobnost výskytu rostlinných druhů a druhovou rozmanitost.

Very simple dynamic model (VSD+) je dobře srovnatelný s jinými používanými a složitějšími modely (jako např. MAGIC (Cosby et al. 2001)) a v současné době se používá v několika evropských zemích na podporu politik snižování emisí (CCE 2022). Je schopen simulovat účinky překročení kritické zátěže a v případě dostatečného snížení depozic modelovat postupnou obnovu ekosystému. Model je využíván především k hodnocení podmínek lesních ekosystémů. Není vhodný pro použití v zamokřených ekosystémech, pro které by model vyžadoval simulaci procesů (jako je redukce železa a síranů), ke kterým dochází za podmínek s nízkou dostupností kyslíku a které výrazně ovlivňují hodnoty pH (Bonten et al. 2016). Také přeměna organické hmoty je v zamokřených ekosystémech značně omezena (Šantrůčková et al. 2018).

Jako vstupní parametry se do modelu vkládají data fyzikálně-chemických vlastností půd (např. velikost sorpčního půdního komplexu, jeho nasycenost bazickými kationty, hloubka a struktura půd, výměnné kationtové konstanty, rychlost zvětrávání a další veličiny) a údaje o časových proměnách atmosférické depozice a klimatu (srážek, teplot). Důležitými hodnotami jsou také příjmy bazických kationtů a dusíku vegetací a jejich následná fixace v organické hmotě a export z ekosystému (Hruška et al. 1996).

V diplomové práci byla použita aplikace VSD+ Studio ve verzi 5.6.3.

Vegetační model PROPS

Rozložení rostlinných druhů souvisí především s abiotickými podmínkami prostředí, jako je např. klima, pH půdy nebo dostupnost živin. Každý rostlinný druh má svůj specifický rozsah podmínek, které vymezují jeho toleranci vůči ekologickým faktorům na stanovišti a které jsou určeny na jedné straně minimální a na druhé straně maximální hodnotou (intenzitou nebo koncentrací) nějakého faktoru (Slavíková 1986). Nejlepší podmínky pro výskyt a růst jednotlivých druhů se nacházejí v tzv. ekologickém optimu, tedy ve fázi, kdy se

působení faktorů nachází v nejpříznivějších středních hodnotách (Ellenberg 1988). Výskyt druhů dále také záleží na jejich schopnosti se šířit a konkurovat ostatním druhům v prostředí s přijatelnými podmínkami (Hawkins et al. 2003).

V současnosti je rozložení druhů pod silným antropogenním vlivem. Kromě změn využívání půdy a krajinného managementu, který výrazně působí na strukturu a složení druhů, jsou ekosystémy citlivé na změnu klimatu a nadměrnou depozici znečišťujících látek (především síry a dusíku) (Alkemade et al. 2009). Klimatická změna působí na fenologické cykly (Chapin et al. 2000, Dale et al. 2001, Thuiller et al. 2005) či ovlivňuje množství a rozložení srážek. Nadměrné depozice N a S ovlivňují růst rostlin prostřednictvím dostupnosti živin a pH půdy. Obecně platí, že druhy, přizpůsobené na prostředí chudé na dusík, budou v případě zvýšených depozic N vytlačovány druhy konkurenčně silnějšími a přizpůsobenými na živinově bohaté prostředí (De Vries et al. 2010).

Pro hodnocení budoucího vývoje vegetace (s jakou pravděpodobností se na stanovištích, v současnosti či minulosti zatížených kritickými hodnotami depozic, budou vyskytovat původní rostlinné druhy) byl v této práci použit vegetační model PROPS (Probability of Occurrence of Plant Species). Tento model předpovídá pravděpodobnost výskytu rostlinných druhů v reakci na kombinaci klimatických (teplota, srážky) a půdních (pH, C/N poměr, dusíková depozice) faktorů. Model PROPS byl v této práci použit ve spojení s modelem VSD+, který předpovídá změny půdního pH a poměru C/N v reakci na změny klimatu a množství depozic dusíku a síry. Výstupní data z modelu VSD+ byla použita modelem PROPS jako vstupní informace. Pravděpodobnost výskytu druhů je vyhodnocena na základě znalosti vztahů rostlin k abiotickým podmínkám prostředí (Dirnbock et al. 2017).

Metodika

Pro zpracování depozic dusíku a síry a následnou tvorbu modelu predikujícího pravděpodobnost výskytu rostlinných druhů (zjištění budoucích podmínek a pravděpodobnosti návratu původních rostlinných druhů) byla použita data ze 2 modelových povodí sítě GEOMON České geologické služby, Liz a Uhlířská. Tato povodí se v historii výrazně lišila v množství depozic síry a dusíku. Obě lokality však mají shodnou potenciální přirozenou vegetaci (acidofilní bučiny) (Chytrý et al. 2010) a slouží k porovnání, jak je stávající vegetace shodná či odlišná od potenciální a jak se budou podmínky do budoucna měnit a s nimi i pravděpodobnost výskytu potenciálních druhů.

Modelová povodí GEOMON



Obrázek č. 8 - Modelová povodí sítě GEOMON s vyznačenými vybranými povodími Liz a Uhlířská (Česká geologická služba 2015, upraveno).

Tabulka č. 4 - Základní fyzicko-geografické informace o vybraných modelových povodích Liz a Uhlířská.

Název povodí	Plocha povodí (ha)	Zeměpisná šířka	Zeměpisná délka	Nadmořská výška (min)	Nadmořská výška (max)	Nadmořská výška (průměr)
Liz	94	49°03'N	13°40'E	827	1070	942
Uhlířská	180	50°50'N	15°09'E	776	885	818

Vybraná povodí jsou situována v horských a podhorských oblastech Českého masivu (viz obrázek č. 8 a tabulka č. 4) a spadají do oblastí chráněných území či do evropsky významných lokalit. Povodí Liz se nachází na území CHKO Šumava a povodí Uhlířská v CHKO Jizerské hory. Obě povodí se nacházejí na kyselých horninách s minerálně chudými půdami a liší se historií depoziční zátěže. Potenciální přirozenou vegetací jsou pro obě lokality acidofilní bučiny s dominancí smrkových bučin (AOPK 2011). Jedná se o smíšené lesy s převládajícím bukem lesním (*Fagus sylvatica*), místy s příměsí dalších listnáčů (*Acer pseudoplatanus*, *Betula pendula*) nebo jehličnanů (*Abies alba*, *Picea abies*) (Chytrý et al. 2010). Bylinné patro bývá druhově chudé a převládají zde běžné lesní acidofilní druhy jako např. *Dryopteris dilatata* (kaprad' rozložená) nebo *Vaccinium myrtillus* (borůvka) (Chytrý et al. 2010). Podle databáze EUNIS (European Nature Information System) spadají acidofilní bučiny do kategorie G1.61 Medio-European acidophilous beech forests (EEA 2019).

Podle České geologické služby (2015) jsou malá lesní povodí sítě GEOMON výborným nástrojem pro sledování přirozených podmínek na stanovišti. Naměřená data jsou podle Oulehle et al. (2015) vhodná pro aplikaci, validaci a vývoj biogeochemických modelů s cílem poskytnout předpovědi budoucích trendů při změně atmosférické depozice a lesního hospodářství. Díky jejich umístění mimo hlavní osídlené oblasti se zde vliv místního znečištění (odpady z lidských sídel, emise z dopravy či splachy agrochemikálií ze zemědělství) projevuje jen velmi málo a jsou zde dobře viditelné změny z dlouhodobého měřítka. Lesy jsou však lesnický obhospodařovány, provádí se zde pravidelné prořezy a těžba (Oulehle et al. 2021). Cílem dlouhodobého monitoringu je sledovat přínos látek do povodí, jejich následný odnos a porovnávat jejich celkovou bilanci (Česká geologická služba 2015). Naměřená data by měla být co nejvíce přiblížená podmínkám přirozeného lesního ekosystému.

Malá povodí síť GEOMON se začala jednotně monitorovat začátkem 90. let. V některých povodích je monitoring mnohem starší. Monitoring byl zaměřen převážně na změny toku prvků v polopřirozených ekosystémech, které se zotavují po kyselé depozici (Oulehle et al. 2021). Informace o bilancích prvků slouží jako předpoklad pro porozumění biochemických procesů lesa. Základní podmínky na stanovištích se monitorují od roku 1994. V roce 2015 došlo k podrobnému měření chemismu půd a fytocenologickému snímkování.

Vstupní data a nastavení modelu VSD+

Vstupní data, která jsou potřebná ke spuštění modelu, lze rozdělit do několika skupin. Do modelu vstupují data fyzikálně-chemických vlastností půd a atmosférické depozice rozdělené na vstupy (atmosférická depozice, zvětrávání hornin, rozklad organické hmoty) a výstupy (příjem látek rostlinami či odnímání v podobě biomasy) a meteorologická data obsahující informace o srážkách, teplotách. V následující části práce jsou uvedeny informace a zdroje použitých dat. Specifická data pro dané lokality lze do VSD+ zadat jako průměrnou/počáteční hodnotu nebo jako soubor hodnot s časovou řadou hodnot v průběhu let. Modelové období pro simulaci bylo zvoleno 1950 – 2070. Kompletní soubor vstupních dat do VSD+ modelu je uveden v příloze č. 3 a 4.

Data půdního chemismu

V obou povodích se nalézají 10 kopaných kvantitativních sond (Liz - 10 sond, Uhlířská - 10 sond) čtvercového půdorysu o ploše 0.5 m², ze kterých byly odebírány vzorky z jednotlivých horizontů nadložního humusu či definovaných hloubek minerální půdy (L, FH, 0 – 10 cm, 10 – 20 cm, 20 – 40 cm a 40 – 80 cm). Hodnoty jednotlivých půdních vlastností a znaků získaných z půdních vzorků využitých pro modelování ve VSD+, byly zprůměrované za celý půdní profil (včetně nadložního humusu) a za celé povodí (tedy průměr z deseti sond). Polohy půdních sond byly vybrány pomocí náhodného výběru (Česká geologická služba 2015).

Data, použitá v modelové části této práce, obsahují záznamy o vybraných půdních vlastnostech a znacích: obsah vody v půdě, objemová hmotnost půdy, procentuální obsah jílu, bazická saturace, kationtová výměnná kapacita půdy (CEC), C/N poměr, množství organického uhlíku (C pool), množství dusíku (N pool), rychlost zvětrávání bazických kationtů (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺), spotřeba dusíku (N) a bazických kationtů rostlinami (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺), aktivní půdní

reakce (pH/H₂O) a výměnná půdní reakce (pH/KCl). Spotřeba bazických kationtů rostlinami byla zjištěna pomocí modelu GrowUp, data byla získána z České geologické služby (2015). Do modelu VSD+ byly vloženy hodnoty pro sodík (Na) pouze pro rychlost zvětrávání. Jako jeden z bazických kationtů přispívá sodík k neutralizaci půd, rostliny jej však z půdy nespotřebovávají (CLRTAP 2017).

Rychlosti zvětrávání a uvolňování bazických kationtů (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺) byly stanoveny pomocí empirického stavu vycházejícího z tříd rychlosti zvětrávání založené na chemismu horniny, textuře horninového materiálu (De Vries et al. 1993) a průměrné roční teplotě (CLRTAP 2017).

Data aktuálního půdního chemismu vycházejí z půdních vzorků odebraných v roce 2015 (Česká geologická služba 2015).

Výměnné kationtové konstanty H/BC a AL/BC

Kationtová výměna (tedy interakce mezi rozpuštěnými a absorbovanými ionty) je klíčovým procesem v půdě (De Vries et al. 2003). Z tohoto důvodu je tento proces zahrnut do každého dynamického modelu sloužícímu k simulaci acidifikace nebo obnovy půd. V modelu VSD+ jsou k dispozici dva typy výpočtů výměnných konstant Gaines-Thomas a Gapon a modelují výměnu prvků hliníku (Al³⁺) a vodíku (H⁺) za bazické kationty (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺). Hodnoty výměnných konstant byly čerpány z publikace De Vries et al. (2003), kde jsou vypočtené průměrné hodnoty těchto konstant pro různé půdní druhy.

Hodnoty C a N z opadu

Do modelu byly přidány také hodnoty množství uhlíku a dusíku vstupujícího do půdy z opadu. Průměrné roční hodnoty příjmu C a N pro bukové a smrkové lesy byly převzaty z publikace Oulehle et al. (2016b) viz tabulka č. 5.

Tabulka č. 5 - Celkový roční příjem uhlíku a dusíku z opadu (kg/ha/rok), poměr C/N pro opad ve smrkovém a bukovém lese (Oulehle et al. 2016b, upraveno).

Druh opadu	C (kg/ha/rok)	N (kg/ha/rok)	C/N (g/g)
Smrkový opad	1650	39	42
Bukový opad	2882	56	52

Meteorologická data

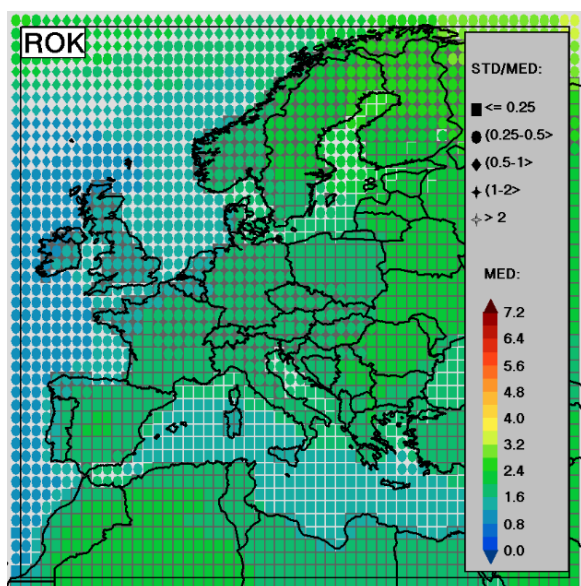
Srážkové úhrny

Srážkové úhrny jsou monitorovány na jednotlivých modelových povodích od roku 1994. Do modelu VSD+ byly dosazeny průměrné roční hodnoty srážek pro roky 1994 – 2022. Roční hodnoty perkolace byly získány odečtením výparu od úhrnů podkorunových srážek dle vzoru Geupel et al. (2022), CCE (2022). Klimatické modely (Klimaweb 2023) (obrázek č. 10 a 12) nepředpovídají do budoucna výrazné změny srážkových úhrnů (pouze jejich vyšší intenzitu a nepravidelné rozložení v průběhu roku). Na základě těchto předpovědí byla zadána modelová hodnota úhrnu srážek do budoucna. Pro konečný rok simulace 2070 byla nastavena průměrná hodnota ročního úhrnu srážek za referenční období 1994 – 2022 pro povodí Liz 860 mm, pro povodí Uhlířská 1250 mm.

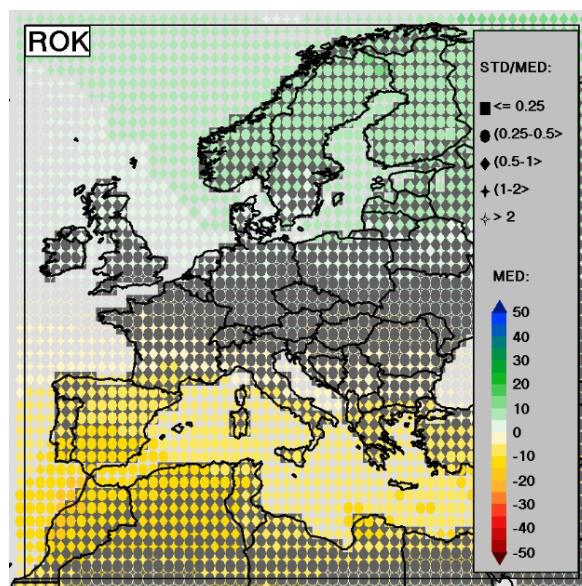
Průměrné roční teploty půdy

Průměrné roční teploty půdy byly odvozeny z průměrných ročních teplot vzduchu odečtením 0.5 °C. Rozdíl 0.5 °C byl stanoven na základě ročních měření teploty vzduchu a půdy v hloubce 30 cm. Hodnoty teplot vzduchu byly převzaty z dat Českého Hydrometeorologického ústavu z nejbližších meteorologických stanic vzhledem k modelovým povodím. Pro povodí Liz byla použita klimatická data ze stanice v Bedřichově (777 m n.m.). Data pro povodí Uhlířská byla převzata z meteorologické stanice Churáňov (1118 m n.m.). Pro obě povodí byla k dispozici data od roku 1961 do roku 2022 a byla přepočítána dle teplotního gradientu nadmořské výšky (0.6 °C na 100 m) k průměrné nadmořské výšce povodí (viz tabulka č. 4).

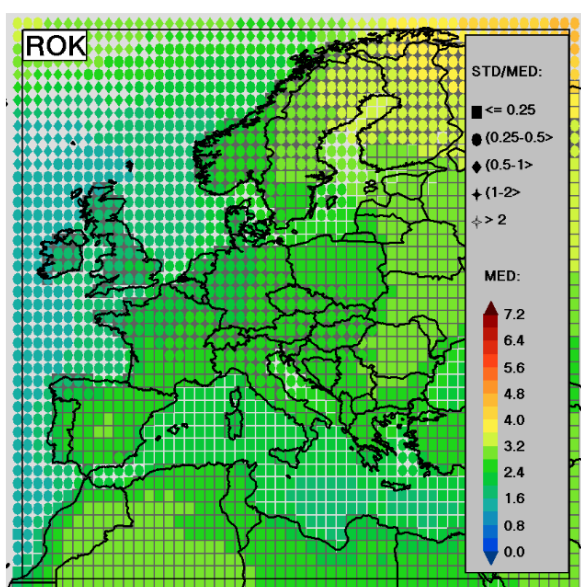
Do modelu byly dosazeny dva klimatické scénáře pro každé povodí (Liz, Uhlířská) vycházející z klimatických predikcí projektu Budoucí klima (Klimaweb 2023). Byly použity klimatické predikce dvou emisních scénářů RCP (Representative Concentration Pathways). Emisní scénáře odhadují budoucí vývoj emisí a následnou koncentraci skleníkových plynů, které pak vstupují do klimatických modelů, kde ovlivňují sílu skleníkového efektu (Klimaweb 2023). Pro klimatické predikce byly použity dva scénáře RCP, RCP 4.5 - střední emise (tzv. přechodný scénář budoucího vývoje, kdy emise nebudou striktně omezeny, ale zároveň bude regulován jejich růst) a RCP 8.5 - vysoké emise (scénář s velmi vysokými emisemi oxidu uhličitého, které nebudou nijak omezeny) (IPCC 2023). Na obrázku č. 9 a 11 jsou znázorněné



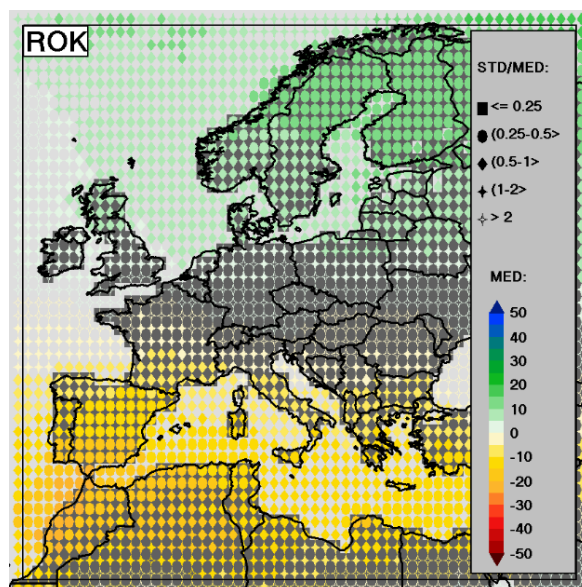
Obrázek č. 9 - Změny průměrných ročních teplot středního emisního modelu RCP 4,5 pro období 2041 – 2070.



Obrázek č. 10 - Změny průměrných úhrnů srážek středního emisního modelu RCP 4,5 pro období 2041 – 2070.



Obrázek č. 11 - Změny průměrných ročních teplot vysokého emisního modelu RCP 8,5 pro období 2041 – 2070.



Obrázek č. 12 - Změny průměrných úhrnů srážek vysokého emisního modelu RCP 8,5 pro období 2041 – 2070.

výsledné mapy změn teploty (aditivní změny, tedy o kolik stupňů se teploty změní) a srážkových úhrnů (procentuální změny, o kolik procent se změní úhrny srážek) pro období 2041 – 2070 (Klimaweb 2023). Změny jsou vypočítány na základě Globálních klimatických modelů (GCM) a jsou vztaženy k referenčnímu období 1981 – 2010.

Na obrázcích č. 9 a 10 jsou znázorněny změny průměrných ročních teplot a srážek středního emisního modelu RCP 4.5 pro období 2041 – 2070. Z map vyplývá, že pokud bude růst emisí regulován, zvýší se teplota v České republice do roku 2070 průměrně o 1.5 stupně

Celsia (Klimaweb 2023). Srážky zůstanou na území ČR stejné jako v současnosti. Obrázky č. 11 a 12 vyobrazují změny průměrných ročních teplot a srážek podle vysokého emisního modelu RCP 8.5. Je zde vidět, že pokud emise nebudou regulovány, zvýší se teploty v průběhu let 2041 – 2070 o cca 2.5 °C (Klimaweb 2023). Předpokládá se, že srážkové úhrny se nezmění (stejně jako v modelu RCP 4.5) (Klimaweb 2023).

Na základě těchto klimatických modelů byly vypočteny budoucí teploty pro modelová povodí Liz a Uhlířská. Predikované teploty byly do modelu vztaženy k roku 2070. Klimatické predikce projektu Budoucí klima se vztahují k referenčnímu období 1981 – 2010. Stejně referenční období bylo použito v případě sledovaných povodí. V povodí Uhlířská vychází průměrná teplota vzduchu za roky 1981 – 2010 6.5 °C a budoucí průměrná teplota pro rok 2070 vzroste podle RCP 4.5 na 8 °C a podle RCP 8.5 na 9 °C. Průměrná teplota vzduchu za referenční období na povodí Liz se rovná 4.2 stupně Celsia a predikované teploty vycházejí pro RCP 4.5 na 5.7 °C a pro RCP 8.5 na 6.7 °C. Jelikož do modelu VSD+ nevstupují průměrné teploty vzduchu ale půdy, byly predikované hodnoty přepočteny a od průměrných teplot vzduchu bylo odečteno 0.5 °C.

Data depozic síry a dusíku

Hodnoty depozic síry a dusíku se monitorují na modelových povodích od roku 1994 do současnosti. Naměřená empirická data pro roky 1994 – 2022 byla pro období 1950 – 1993 doplněna hodnotami depozic z depozičního modelu Oulehle et al. (2016a).

Do modelu VSD+ vstupují data depozic z podkorunových srážek (tzv. throughfall). Roční depozice naměřené z podkorunových srážek jsou v modelu Oulehle et al. (2016a) dostupné pouze pro síru (SO_4^{2-}) a nikoli pro dusík. Pro depozice NH_4^+ a NO_x jsou dostupná pouze data ze srážek na volné ploše z tzv. bulk depozice. Abychom dostaly potřebné throughfall hodnoty pro redukovaný (NH_4^+) a oxidovaný dusík (NO_3^-) byly přepočteny jejich bulk depozice pomocí depozičního faktoru. Depoziční faktor vyjadřuje podíl podkorunové depozice (throughfall) a depozice ze srážek na volné ploše (bulk) a byl vypočítán pro jednotlivé lokality z empiricky naměřených dat z let 1994 – 2022. Pomocí výsledného depozičního faktoru byly následně přepočítány bulk hodnoty Oulehle et al. (2016a) pro dusíkaté depozice na hodnoty throughfall.

Do modelu byly také dosazeny depozice bazických kationtů (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+) a chloru (Cl^-) naměřených ze srážek na obou povodích (Česká geologická služba 2015) a přepočtených na základě poměru sodíku (throughfall/bulk) viz Oulehle et al. (2017).

Fytocenologické snímky

U každé z půdních sond bylo v roce 2015 provedeno fytocenologické snímkování o velikosti ploch 400 m². Fytocenologické snímky obsahovaly informace o vyskytujících se druzích a jejich pokryvnosti na základě ordinální Braun-Blanquetovy stupnice dominance a abundance (Braun-Blanquet 1964). Hodnoty pokryvnosti byly převedeny na číselné hodnoty vyjadřující průměrnou procentuální pokryvnost druhů na stanovišti (viz tabulka č. 6). Data fytocenologických snímků byla použita k porovnání výsledného vegetačního modelu PROPS.

Tabulka č. 6 - Převod Braun-Blanquetovy stupnice abundance a dominance na číselné hodnoty. Procentuální hodnoty představují průměrné pokryvnosti pro příslušné kategorie (Herben, Münzbergová 2003).

Braun-Blanquet	Procentuální hodnota
r	1
+	2
1	3
2	13
3	38
4	63
5	88
(2m)	5
(2a)	8
(2b)	18

Kalibrace modelu

Model VSD+ byl kalibrován na základě naměřených empirických hodnot z roku 2015 pro parametry: pH, N_{pool}, C_{pool} a bazickou saturaci. Aby byl vztah mezi naměřenými daty na stanovištích a simulovanými hodnotami modelu co nejlepší, byla použita Bayesianova kalibrace (Reinds et al. 2008).

Pro lepší odhad budoucí bazické saturace bylo nutné kalibrovat výměnné kationtové konstanty IgKHBC a IgAIBC. Pro získání přesnějších hodnot pro C_{pool} a N_{pool} byly v modelu

kalibrovány hodnoty C/N poměru a počáteční hodnoty C_{pool}. Hodnotu pH nejvíce ovlivňují hodnoty výměnné konstanty vodíkových iontů vůči bazickým kationtům (I_{gKHBC}) a rychlost zvětrávání vápníku (C_{a_{we}}). Ke každému kalibrovanému parametru bylo přiděleno počáteční rozdělení. Informace o rozdělení výměnných kationtových konstant I_{gKHBC} a I_{gAIBC} bylo čerpáno z publikace De Vries et al. (2003), kde jsou odvozeny hodnoty výměnných kationtových konstant pro písčité, hlinité, jílovité i rašelinné půdy.

Vegetační model PROPS

Po kalibraci a spuštění modelu VSD+ byly simulované hodnoty dosazeny do vegetačního modelu PROPS. Vegetační model obsahuje databázi rostlinných druhů a jejich ekologické valence (vztahy k abiotickým faktorům prostředí).

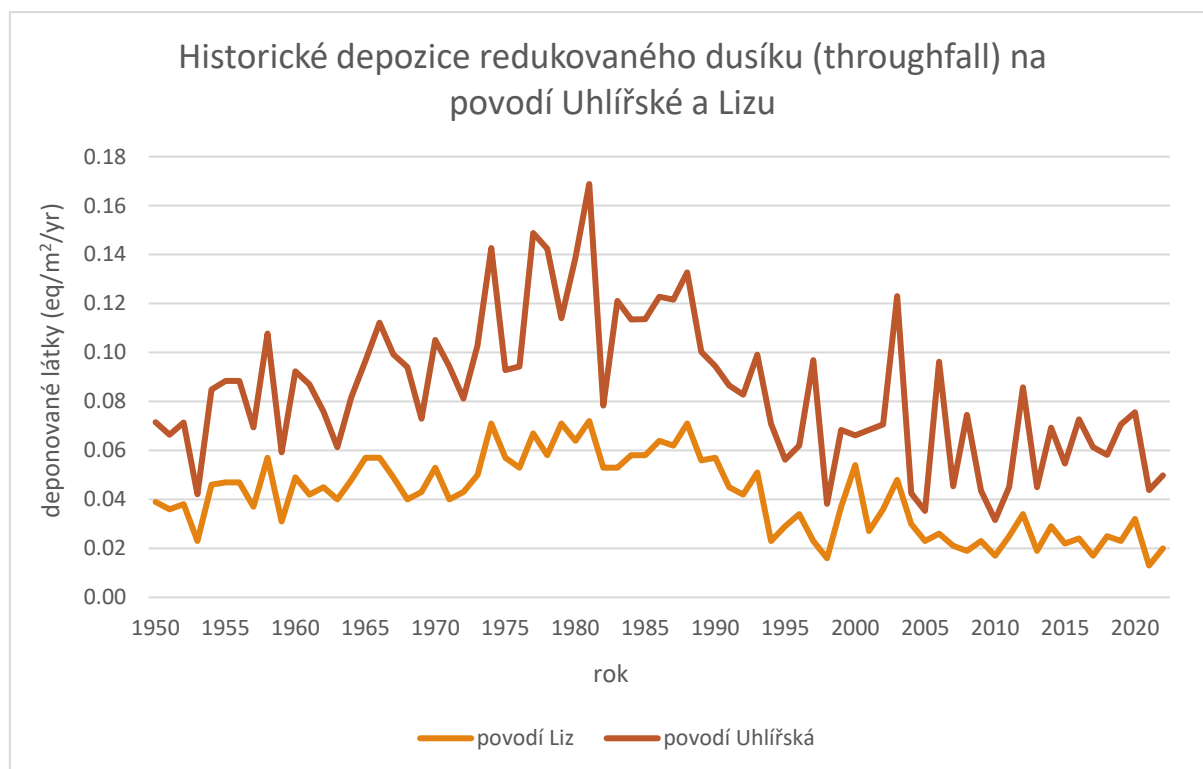
Potenciální přirozená vegetace na území malých povodí Liz a Uhlířská jsou smrkové bučiny. Ty můžeme podle Chytrého et al. (2010) zařadit do vegetačního typu acidofilních bučin (kategorie dle EUNIS – G1.61). Do modelu PROPS byl zadán seznam druhů (viz příloha č. 1), které jsou charakteristické (dominantní, diagnostické) pro vegetační typ acidofilních bučin dle Chytrý et al. (2010). Na seznam vegetačního modelu jsou zařazeny stromy a keře jako např. *Abies alba* (jedle bělokorá), *Acer pseudoplatanus* (javor klen), *Fagus sylvatica* (buk lesní), *Lonicera nigra* (zimolez černý) nebo *Picea abies* (smrk ztepilý). Do bylinného patra smrkových bučin patří např. *Athyrium filix-femina* (popradka samičí), *Dryopteris dilatata* (kaprad' rozložená), *Hieracium muromum* (jestřábník zední), *Oxalis acetosella* (šťável kyselý) nebo *Vaccinium myrtillus* (brusnice borůvka). Celý seznam dominantních a diagnostických druhů acidofilních bučin je sepsán v příloze č. 1. V příloze jsou zvýrazněny druhy vyskytující se na zkoumaných lokalitách (dle fytoocenologických snímků z roku 2015) a také druhy, které na lokalitách nebyly zaznamenány.

Výsledky

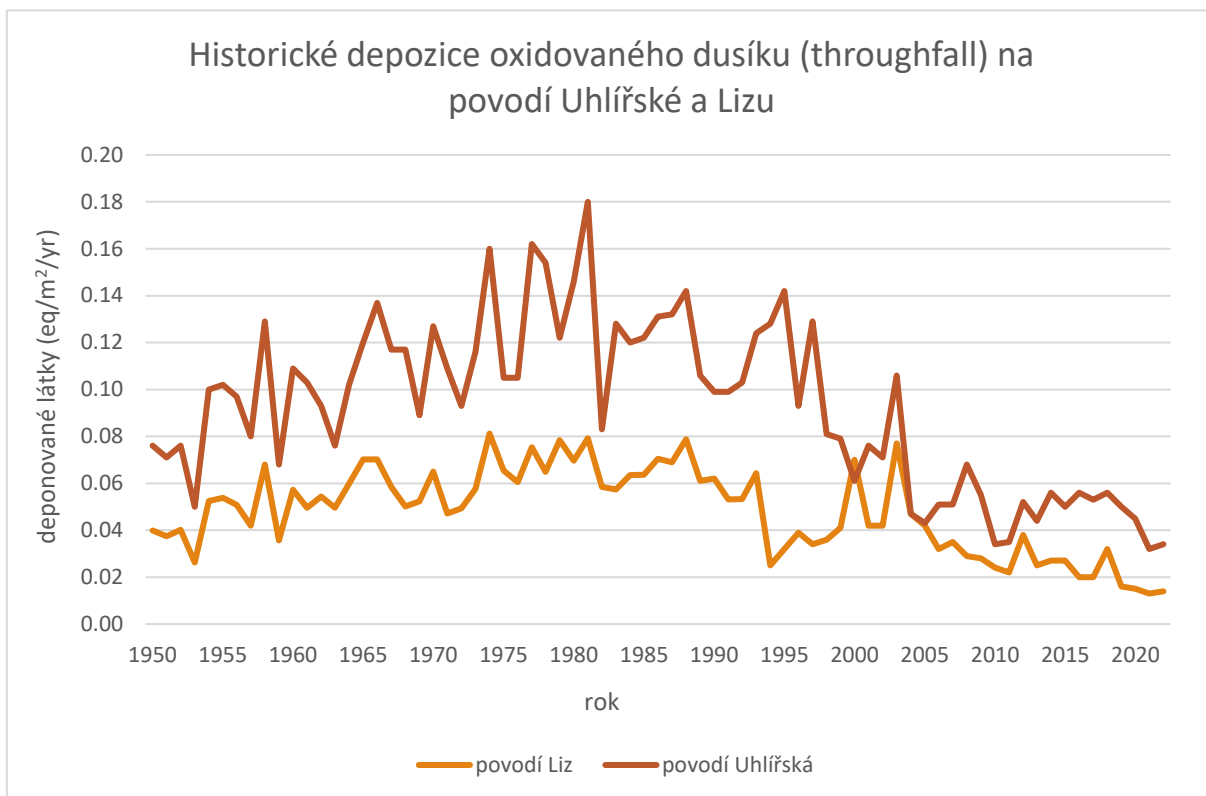
Vývoj historických depozic síry a dusíku na zkoumaných povodích

Vývoj historických depozic síry a dusíku pro sledovaná povodí Uhlířská a Liz jsou znázorněny na grafech č. 1 – 3. V obou případech je ve vývoji množství depozic vidět celorepublikový trend snižování emisí od začátku 90. let (viz kapitola Vývoj znečištění ovzduší). Monitorovaná povodí se však mezi sebou v množství deponovaných látek výrazně liší.

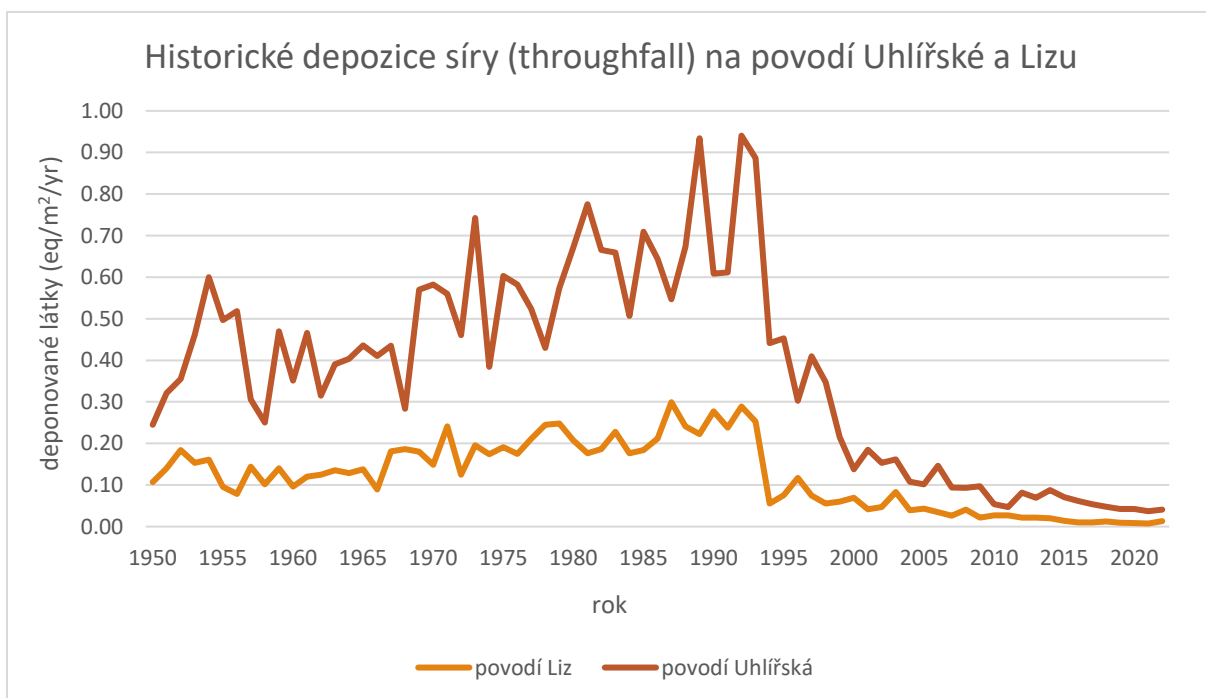
Povodí Uhlířská bylo a stále je vystaveno vyšším depozicím znečišťujících látek než povodí Liz. V případě depozic dusíku jsou hodnoty na Uhlířské v průměru dvakrát vyšší a depozice síry byly v minulosti až pět krát vyšší než na Lizu. V současné době se stav depozic na obou povodích srovnává, na Uhlířské je stav však stále o něco vyšší.



Graf č. 1 - Vývoj historických depozic redukováného dusíku (eq/m²/rok) na monitorovaných povodích Uhlířská a Liz v průběhu let 1950 – 2022 (naměřená empirická data doplněná hodnotami z depozičního modelu Oulehle et al. (2016a)).



Graf č. 2 - Vývoj historických depozic oxidovaného dusíku (eq/m²/rok) na monitorovaných povodích Uhlířská a Liz v průběhu let 1950 – 2022 (naměřená empirická data doplněná hodnotami z depozičního modelu Oulehle et al. (2016a)).



Graf č. 3 - Vývoj historických depozic síry (eq/m²/rok) na monitorovaných povodích Uhlířská a Liz v průběhu let 1950 – 2022 (naměřená empirická data doplněná hodnotami z depozičního modelu Oulehle et al. (2016a)).

Fytocenologické snímky

Na základě fytocenologických snímků z roku 2015 byly pro sledované lokality zpracovány grafy pokryvnosti druhů (graf č. 4 a 5). Pro jejich zpracování byla použita vegetační data z fytocenologických snímků o ploše 400 m².

Povodí Liz

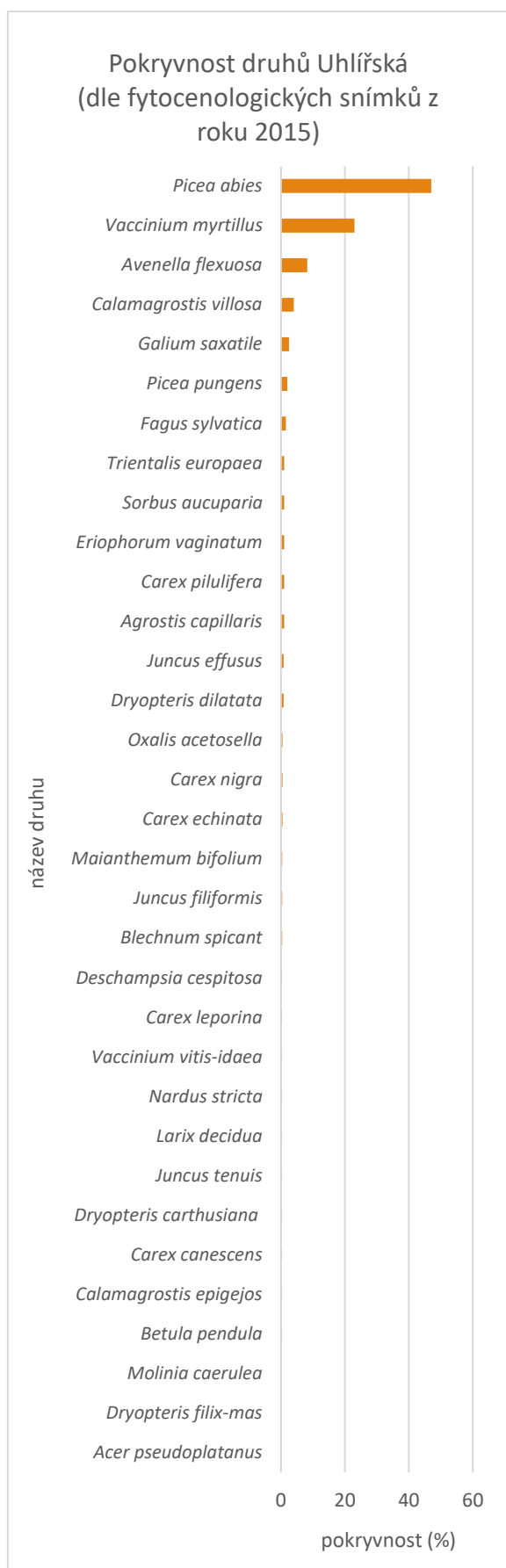
Na fytocenologických snímcích z povodí Liz bylo zaznamenáno 53 druhů rostlin. Všechny druhy s procentuálním zastoupením jsou zobrazeny na grafu č. 5. V povodí dominuje smrk ztepilý (*Picea abies*) s 54 %. Listnaté dřeviny acidofilních bučin zde mají vyšší zastoupení než na povodí Uhlířská - buk lesní (*Fagus sylvatica*) 3 % a jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*) 3.5 %. Další potenciálně přirozené dřeviny jako jedle bělokorá (*Abies alba*) nebo javor klen (*Acer pseudoplatanus*) zde mají velmi malé zastoupení 0.4 a 0.1 %.

V podrostu je nejvíce zastoupená brusnice borůvka (*Vaccinium myrtillus*) (12 %) a metlička křivolaká (*Avenella flexuosa*) (3.5 %).

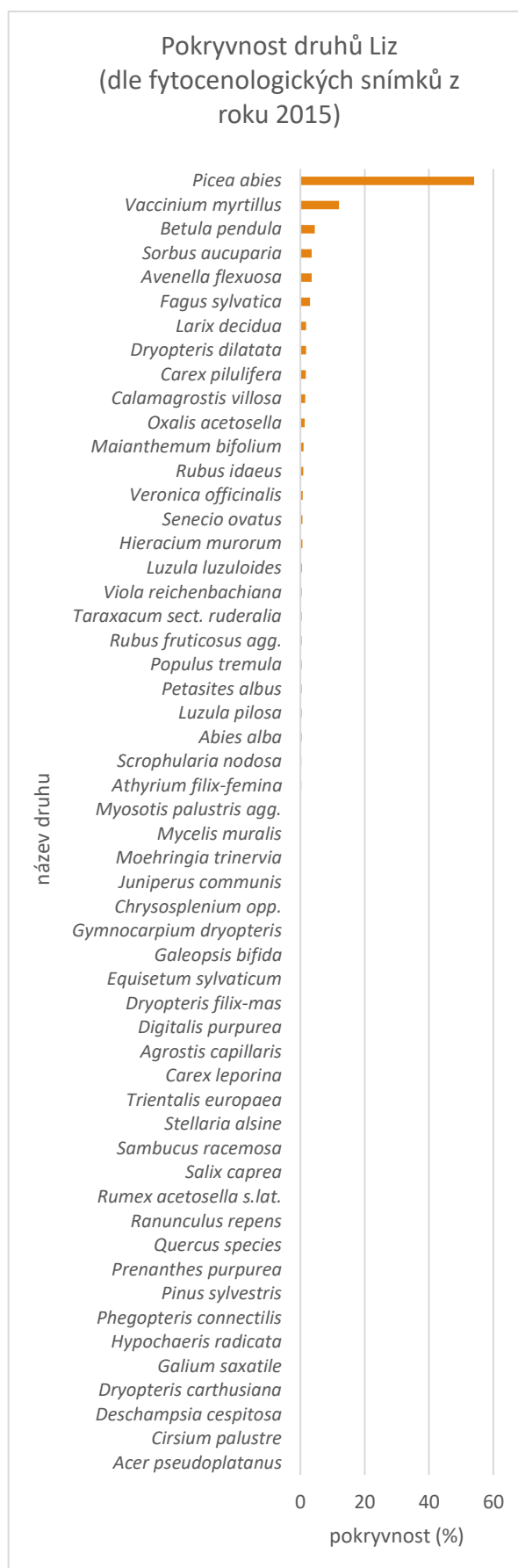
Povodí Uhlířská

V povodí Uhlířská bylo zaznamenáno celkem 32 druhů rostlin (graf č. 4). Dle fytocenologických snímků opět dominuje na stanovišti smrk ztepilý (*Picea abies*), který se nachází na 47 % zkoumané plochy. Další dřeviny se zde vyskytují v daleko menším zastoupení, smrk pichlavý (*Picea pungens*) 2 %, buk lesní (*Fagus sylvatica*) 1.5 % nebo javor klen (*Acer pseudoplatanus*) s pouhými 0.1 %.

Dominantními druhy v podrostu jsou brusnice borůvka (*Vaccinium myrtillus*) (23 %), metlička křivolaká (*Avenella flexuosa*) (8 %) a třtina chlupkatá (*Calamagrostis villosa*) (4 %).



Graf č. 4 - Pokryvnost rostlinných druhů (%) vyhodnocena na základě fytoocenologických snímků z roku 2015 pro zkoumané povodí Uhlířská.



Graf č. 5 - Pokryvnost rostlinných druhů (%) vyhodnocena na základě fytoocenologických snímků z roku 2015 pro zkoumané povodí Liz.

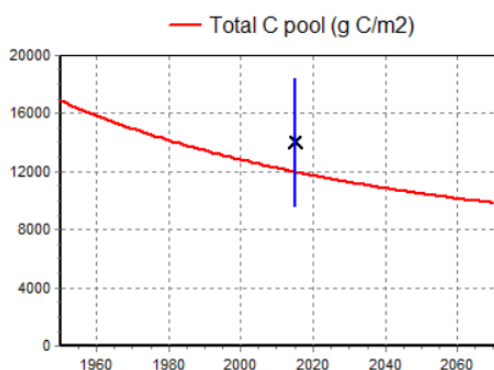
Předpovědní model VSD+

V dlouhodobém měřítku (1950 – 2070) byly programem VSD+ pro dvě sledovaná povodí modelovány následující půdní charakteristiky: půdní pH, bazická saturace, C/N poměr a Cpool. Všechny tyto parametry jsou důležité v rámci procesu okyselování půdy. Na vývoj půdních charakteristik nebyl v rámci modelového období na vybraných lokalitách sledován významný vliv rozdílných klimatických scénářů. Proto jsou zde zobrazeny výsledné simulace pouze pro přechodný klimatický scénář RCP 4.5.

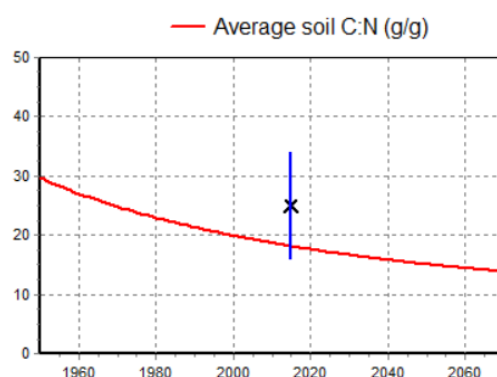
Povodí Liz

Níže jsou uvedeny simulované hodnoty půdního chemismu pro povodí Liz. Model VSD+ ukazuje souvislý pokles C:N poměru od roku 1950 až do konce modelového období. Naměřený poměr uhlíku a dusíku se rovnal na povodí Liz v roce 2015 hodnotě 25. Na grafu č. 7 můžeme vidět, že model C:N poměr mírně podhodnocuje a pro sledovaný rok je simulovaná hodnota výrazně nižší a dosahuje pouze 17. Klesající tendenci má podle modelu VSD+ (graf č. 6) také množství organického uhlíku v půdě (Cpool).

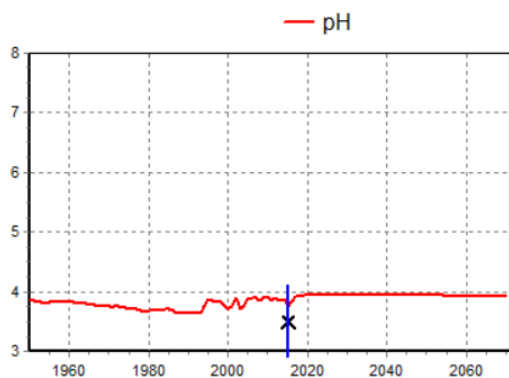
Simulovaná úroveň bazické saturace začala lehce klesat po roce 1960 spolu se začínajícím nárůstem depozic síry a dusíku. Prudký pokles v hodnotách nastal mezi lety 1970 – 1990 a odpovídá tak období, kdy depozice znečišťujících látek dosahovaly maximálních hodnot. Po výrazném poklesu se úroveň bazické saturace ustálila a do konce sledovaného období jen lehce překračuje hranici 0.2 (20 %).



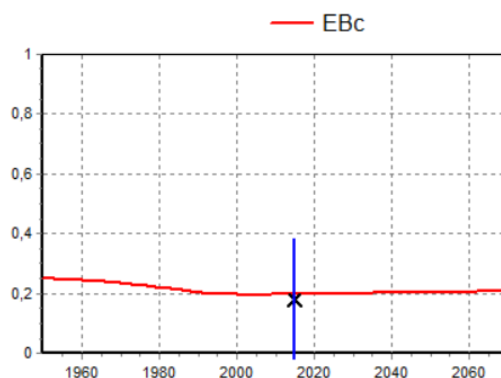
Graf č. 6 - Simulované hodnoty půdního chemismu – C pool modelem VSD+ mezi lety 1950 – 2070 pro povodí Liz.



Graf č. 7 - Simulované hodnoty půdního chemismu – C:N poměr modelem VSD+ mezi lety 1950 – 2070 pro povodí Liz.



Graf č. 8 - Simulované hodnoty půdního chemismu – pH modelem VSD+ mezi lety 1950 – 2070 pro povodí Liz.



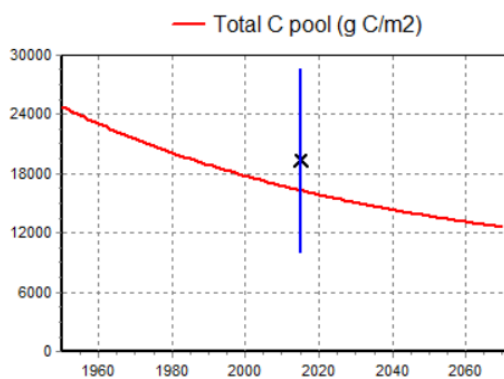
Graf č. 9 - Simulované hodnoty půdního chemismu – bazická saturace modelem VSD+ mezi lety 1950 – 2070 pro povodí Liz.

Také u půdní reakce dochází mezi lety 1970 – 1990 k poklesu hodnot (graf č. 8). Na rozdíl od bazické saturace (graf č. 9) se průměrná hodnota simulovaného pH po odeznění depozic dostává zpět na původní úroveň a pohybuje se kolem hodnoty 4.

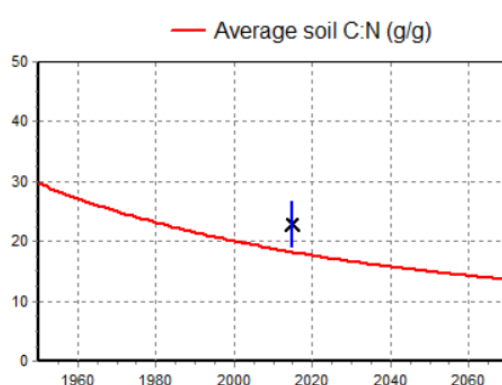
Povodí Uhlířská

V povodí Uhlířská vykazují simulované hodnoty podobný vývoj jako na povodí Liz (viz graf č. 10 – 13). C:N poměr a Cpool (množství organického uhlíku v půdě) mají opět klesající tendenci. Množství organického uhlíku v půdě je však na povodí Uhlířská mnohem vyšší. Průměrná naměřená hodnota z roku 2015 (hloubka sond 0 – 50 cm) zde byla 19 328 kg/ha (na povodí Liz se hodnota Cpool v roce 2015 rovnala 14 023 kg/ha). Hodnoty poměru uhlíku a dusíku jsou na obou povodích velmi podobné.

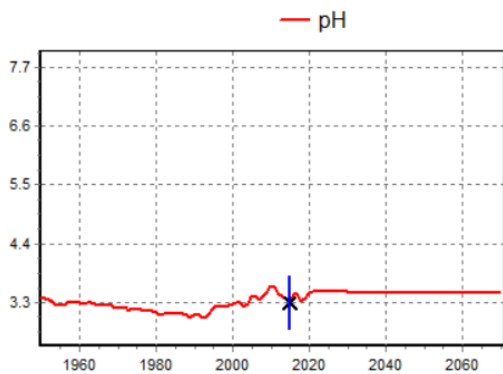
Bazická saturace a půdní reakce opět výrazně reagují na zvýšené depozice síry a dusíku mezi lety 1970 – 1990. Simulovaná hodnota pH klesá v období 90. let až na hranici hodnoty 3.



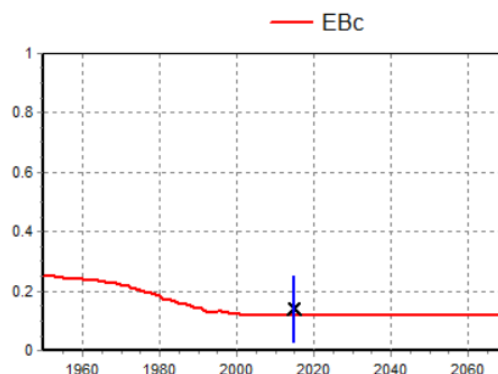
Graf č. 10 - Simulované charakteristiky půdního chemismu – C pool modelem VSD+ mezi lety 1950 – 2070 pro povodí Uhlířská.



Graf č. 11 - Simulované charakteristiky půdního chemismu – C:N poměr modelem VSD+ mezi lety 1950 – 2070 pro povodí Uhlířská.



Graf č. 12 - Simulované charakteristiky půdního chemismu – pH modelem VSD+ mezi lety 1950 – 2070 pro povodí Uhlířská.

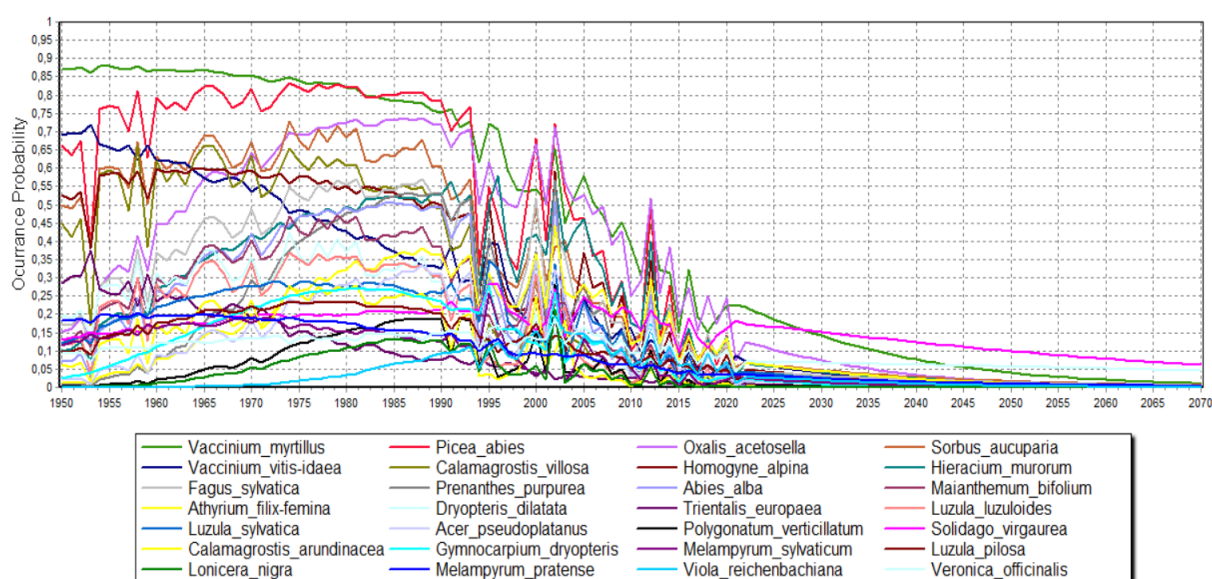


Graf č. 13 - Simulované charakteristiky půdního chemismu – bazická saturace modelem VSD+ mezi lety 1950 – 2070 pro povodí Uhlířská.

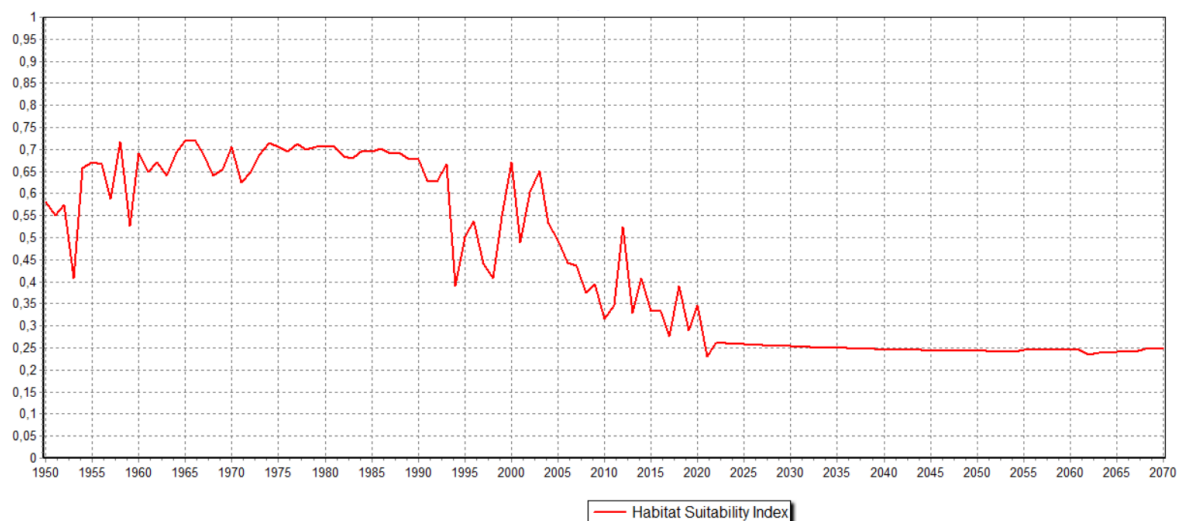
Vývoj potenciální vegetace model PROPS

Povodí Liz

Na grafu č. 14 je znázorněný simulovaný vývoj pravděpodobnosti výskytu jednotlivých druhů potenciální přirozené vegetace acidofilních bučin pro povodí Liz. Do modelu byly vloženy charakteristické druhy acidofilních bučin dle Chytrý et al. (2010). Pro přehlednost modelu jsou na grafu č. 14 zobrazeny pouze křivky pro 30 druhů. V období mezi lety 1990 – 2020 můžeme pozorovat výrazné výkyvy v pravděpodobnostech výskytu jednotlivých druhů. Model PROPS počítá pravděpodobnost výskytu pro jednotlivé roky. Kolísání v křivkách je způsobeno meziročními výkyvy úhrnů srážek, teplot a C:N poměru. Pozorované změny



Graf č. 14 - Simulované křivky pravděpodobnosti výskytu jednotlivých druhů v průběhu modelového období 1950 – 2070 na povodí Liz.



Graf č. 15 - Habitat suitability index (HSI) a jeho průběh v modelovaném období 1950 – 2070 na povodí Liz.

v pravděpodobnostech výskytu jednotlivých druhů mohou naznačovat posun či změnu environmentálních podmínek.

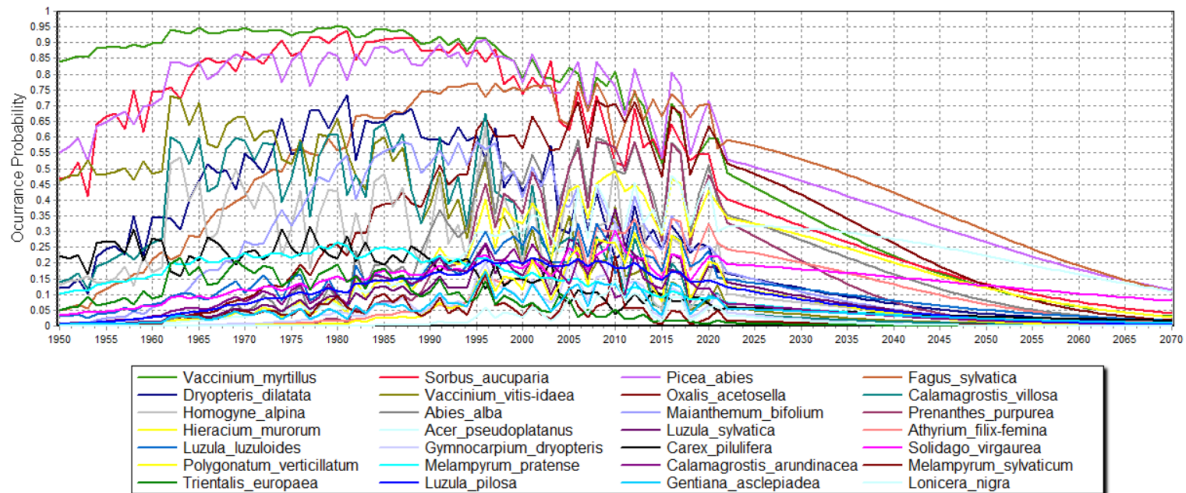
Průměrná křivka Habitat suitability indexu (HSI) pro vybrané druhy acidofilních bučin (viz příloha č. 1) je pro povodí Liz zobrazena na grafu č. 15. Index vyjadřuje vhodnost prostředí pro výskyt vybraných druhů a vypočítává se na základě jejich ekologické valence vůči abiotickým podmínkám prostředí (teplota, množství srážek, C:N poměr). Je zde vidět, že v období 90. let minulého století křivka začala velmi výrazně klesat a po několika výkyvech se po roce 2020 ustálila na velmi nízkých hodnotách kolem 0.25. Dle modelu to znamená, že podmínky na stanovišti Liz se s časem stávají méně vhodné pro výskyt druhů acidofilních bučin.

Povodí Uhlířská

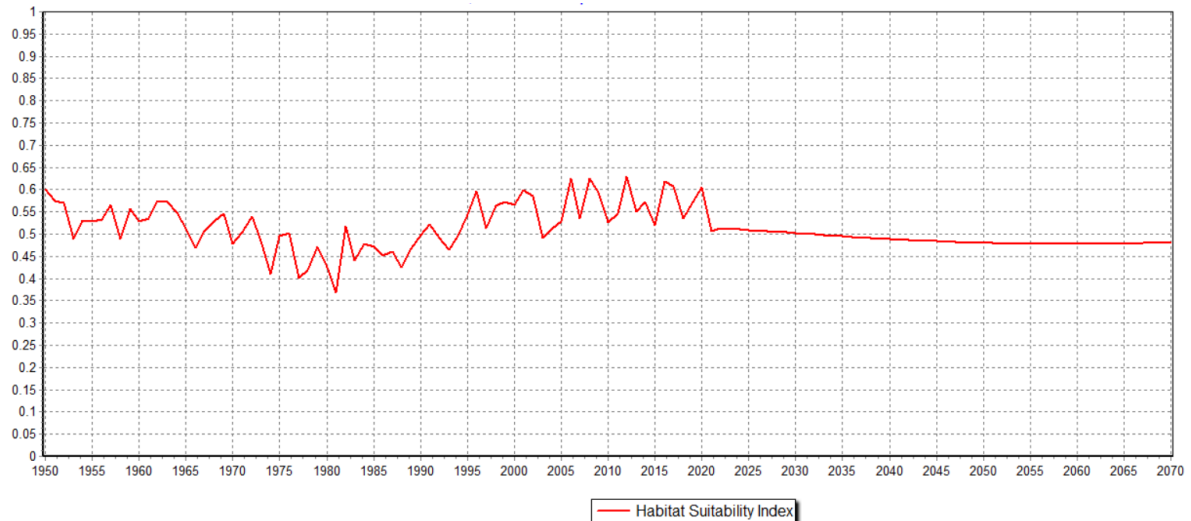
Vývoj pravděpodobnosti výskytu druhů acidofilních bučin na povodí Uhlířská je znázorněn na grafu č. 16. Pravděpodobnost výskytu nejvíce druhů byla na povodí v průběhu 60. let minulého století. Na přelomu 20. a 21. století začínají křivky pravděpodobnosti klesat a udržují si tento trend až do konce modelového období. Nejvyšší pravděpodobnosti výskytu během celého sledovaného období vykazují spíše dřeviny (*Fagus sylvatica*, *Piceas abies*, *Sorbus aucuparia*). Rostliny bylinného patra (s několika výjimkami jako např. *Vaccinum myrtillus* nebo *Oxalis acetosella*) dosahují nižších pravděpodobností kolem 5 – 25 %.

Simulovaný průběh průměrné křivky HSI (graf č. 17) pro vybrané druhy acidofilních bučin má na povodí Uhlířská pozvolnější průběh než na povodí Liz. Nejnižších hodnot dosahuje

index v průběhu 90. let minulého století. Na začátku 21. století však dochází k jeho vyrovnání na původní hodnoty a do budoucna předpovídá model PROPS jeho ustálení na hodnotách kolem 0.45 – 0.5.



Graf č. 16 - Simulované křivky pravděpodobnosti výskytu jednotlivých druhů v průběhu modelového období 1950 – 2070 na povodí Uhlířská.



Graf č. 17 – Habitat suitability index (HSI) a jeho průběh v modelovaném období 1950 – 2070 na povodí Uhlířská.

Diskuse

Vývoj depozic na sledovaných lokalitách

V 90. letech došlo k výraznému poklesu produkce SO₂, který vedl ke značnému zlepšení kvality ovzduší (Hůnová et al. 2014). Současně s emisemi síry došlo také k poklesu emisí dusíku. Ty však stále zůstávají na mnoha lokalitách v České republice v nadměrném množství a přesahují kritické hodnoty (Oulehle et al. 2016a). Historický vývoj (od roku 1950) depozic celkového dusíku (NO_x + NH₃) z podkorunových srážek na zkoumaných lokalitách je znázorněn v grafu č. 18. Empirické kritické hodnoty zatížení lesních ekosystémů dusíkem dle Bobbink et al. (2022) jsou znázorněny v tabulce č. 7.

Současná úroveň depozic na dvou monitorovaných lokalitách se poměrně významně liší. Na povodí Liz, které se nachází na území CHKO Šumava, spadlo v průměru od roku 2005 6.7 kg dusíku na hektar (throughfall) ročně. Depozice se zde v posledních 15 letech (s výjimkou roku 2012) pohybují pod hranicí kritických zátěží. Pro smíšené lesy se hranice kritických zátěží pohybuje v rozmezí 10 – 15 kg dusíku ha/rok (viz tabulka č. 7). Oulehle et al. (2012) naznačuje, že navzdory nedávnému snížení depozic, postupující nasycení dusíkem na lesních stanovištích v ČR bude vést k budoucímu zvýšení vyplavování dusičnanů, eutrofizaci ekosystémů a opětovné acidifikaci.

Hodnoty depozic dusíku na povodí Uhlířská v Jizerských horách jsou výrazně vyšší. Průměrné depozice v podkorunových srážkách (throughfall) se v posledních 15 letech pohybují kolem 14 kg na hektar za rok (graf č. 18). Za celé sledované období neklesly hodnoty depozic pod 10 kg/ha/rok (s výjimkou roku 2010) a neustále se zde pohybují v rozmezí kritických hodnot dle CLRTAP (2017) a překračují doporučené hodnoty. K podobným hodnotám dusíkatých depozic v Jizerských horách dochází také Lomský et al. (2012). V publikaci uvádí, že současné průměrné hodnoty depozic dusíku se pohybují kolem 15 – 25 kg/ha/rok a ovlivňují především nevyváženost živin v lesním ekosystému a následnou defoliaci jehličnatých porostů.

Vyšší množství depozic znečišťujících látek (současných či historických) na území povodí Uhlířské je ovlivněno několika faktory. Mezi nejvýznamnější patří jeho geografická poloha a převládající západní proudění vzduchu. Jizerské hory, ve kterých se povodí Uhlířská nachází, jsou lokalizovány v blízkosti průmyslových oblastí a měst (Liberec, Jablonec nad

Nisou) s vyšší koncentrací znečišťujících látek, které se díky západnímu proudění vzduchu dostávají a usazují na jejich území.

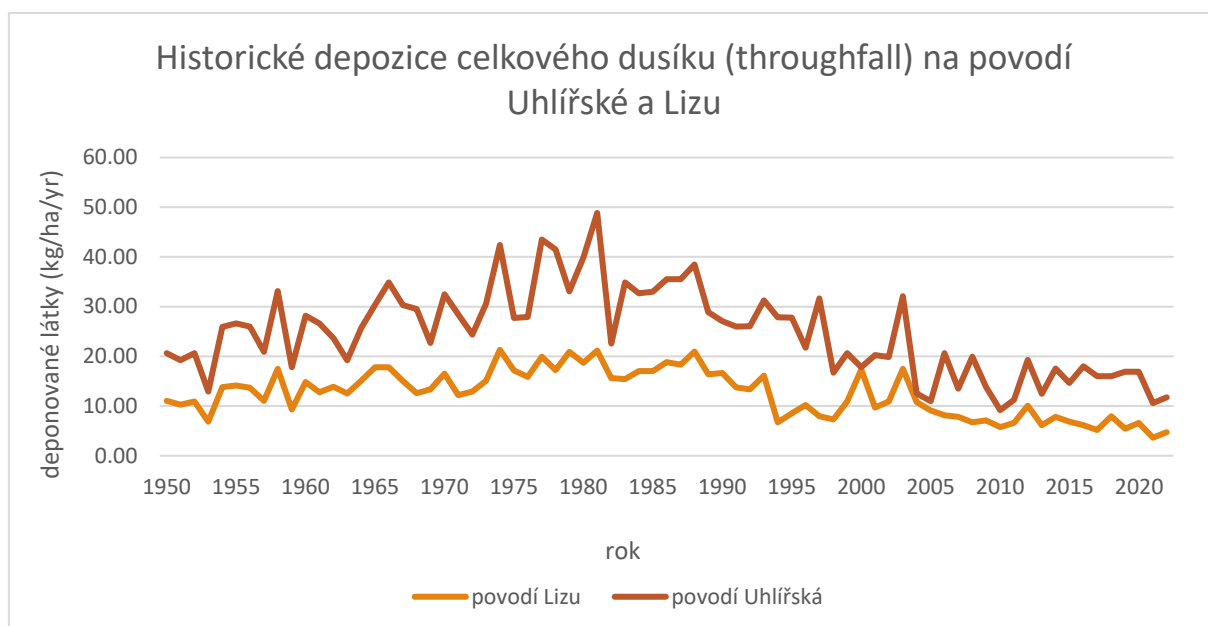
Množství deponovaných látek může být podpořeno také vysokým zastoupením smrku ztepilého (*Picea abies*), který dominuje ve vegetaci a zabírá kolem 50 % plochy obou povodí (graf č. 4 a 5). Smrkové jehlice zachycují ze vzduchu více znečišťujících látek (Hofmeister, Hruška 2002), které se s následnými srážkami dostanou do půdy.

Jak již bylo zmíněno v předchozích kapitolách, zvyšování dostupnosti půdního dusíku může vést k acidifikaci prostředí a také homogenizaci společenstev a tím ke ztrátě biodiverzity, především v podkorunové vegetaci což může mít důsledky na strukturu a funkčnost ekosystému (De Vries et al. 2010). Na povodí Uhlířská je zaznamenána nižší druhová rozmanitost než na povodí Liz (viz příloha č. 1 a 2). Tento rozdíl bude pravděpodobně důsledkem vyšších hodnot depozic dusíku a síry v minulosti, a především depozic dusíku, které stále překračují kritickou hranici. Vysoké depozice dusíkatých látek způsobují ztrátu biodiverzity i v jiných typech ekosystémů, jak vypovídá výzkum ve Velké Británii (Maskell et al. 2010)

Dirnböck et al. (2017) předpokládá, že vysoké depozice dusíku zvýší pravděpodobnost výskytu nitrofilních druhů na úkor druhů, přizpůsobených živinově chudým podmínkám. Tento předpoklad se však zatím neshoduje se situací na sledovaných povodích, kde dle fytoocenologických snímků z roku 2015 dominují druhy přizpůsobené chudým živinovým podmínkám nebo s širokou tolerancí živinových podmínek např. *Vaccinium myrtillus*, *Avenenella flexuosa* nebo *Calamagrostis villosa* (viz graf č. 4 a 5) (Ellenberg 1988).

Tabulka č. 7 - Empirické kritické hodnoty zatížení lesních ekosystémů dusíkem (Bobbink et al. 2022, upraveno).

Typ ekosystému	EUNIS kód	Kritické zatížení celkovým dusíkem v podkorunových srážkách (kg/ha/rok)	Indikace překročení
Smíšený les	G1	10 – 15	Změny půdních procesů, nerovnováha živin, změněné složení mykorhizy a podrostní vegetace
Jehličnatý les	G3	3 – 15	Změny půdních procesů, nerovnováha živin, změněné složení mykorhizy a podrostní vegetace



Graf č. 18 - Historické depozice celkového dusíku ($NO_x + NH_3$) v podkorunových srážkách na sledovaných povodích Uhlířská a Liz (naměřená empirická data doplněná hodnotami z depozičního modelu Oulehle et al. (2016a)).

Modelování půdního chemismu

Modelové hodnoty pro poměr C:N a množství organického uhlíku (Cpool) v půdě mají na obou sledovaných lokalitách klesající tendenci. Pro přirozené lesní ekosystémy je obvyklý spíše vyšší poměr C:N. Přiměřeně vysoký poměr je důležitý pro udržení optimálního stavu půdních živin, organická hmota s vyšším obsahem uhlíku pomáhá zlepšovat půdní strukturu a zadržovat vodu (Frouz 2010). Výsledný poměr simulovaný VSD+ byl použit jako vstupní parametr do modelu PROPS. Je pravděpodobné, že právě snížení poměru C:N má negativní vliv na hodnocení pravděpodobnosti výskytu druhů a na udržení vhodných podmínek na stanovišti. Poměr je velmi citlivý na nadměrné depozice dusíku, které se vyskytovaly v nadměrném množství na obou sledovaných lokalitách. Pokles poměru v důsledku depozice N byl zjištěn např. v publikaci Mulder et al. (2015). Ekosystémy acidofilních bučin mají přirozeně pomalý proces mineralizace a koloběhu živin (Chytrý et al. 2010) a poměr C:N zde má výrazný vliv na výskyt přirozené vegetace.

Na simulovaných hodnotách půdní reakce lze pozorovat výrazný vliv depozic síry a dusíku. Půdní reakce se v období 1970 – 1990 snížila na obou povodích (velmi razantně na povodí Uhlířská až k hodnotám kolem 3) a začala se zvyšovat k původním podmínkám až po odeznění nejvyšších depozic, po roce 2000. Obě povodí se vyskytují na půdách s velmi kyselou

půdní reakcí. Na Lizu se hodnota pH po odeznění depozic pohybuje kolem 4, na povodí Uhlířská se simulovaná půdní reakce usadila na hodnotě kolem 3.5. Kromě vysokých depozic síry a dusíku mohla přispět k okyselování půdy také běžná lesnická praxe výsadby smrku ztepilého (Oulehle a Hruška 2005), který dominuje na obou povodích. Vliv depozic síry a dusíku lze pozorovat také na simulovaných hodnotách bazické saturace. Pokles bazické saturace úzce souvisí s okyselením půdy, kdy proces okyselování vede k vyčerpání půdních horizontů o základní bazické kationty, především vápník a hořčík. Kyselé podmínky mají také vliv na aktivitu mikroorganismů a mohou tak ovlivnit úroveň organické hmoty v půdě.

Změny v druhovém složení vegetace

Druhové složení stromového patra na modelových lokalitách se poměrně liší od charakteristického složení dřevin acidofilních bučin. Na přirozených stanovištích by měl podle Chytrého et al. (2010) dominovat buk lesní (*Fagus sylvatica*) místy s příměsí dalších listnáčů (*Acer pseudoplatanus*, *Betula pendula*, *Tilia cordata* atd.) nebo jehličnanů (*Abies alba*, *Pinus sylvestris* nebo *Picea abies*). Ve stromovém patře na obou sledovaných lokalitách výrazně převládá smrk ztepilý (*Picea abies*) a buk lesní (*Fagus sylvatica*) se vyskytuje pouze na 1.5 – 3 % ploch povodí. Dominance smrku ztepilého ovlivňuje ekologické procesy a funkci lesního ekosystému. Díky kyselejšímu smrkovému opadu se mohou změnit půdní podmínky a ovlivnit dostupnost živin pro ostatní rostliny (Ellenberg 1988).

Také vegetace bylinného patra se na povodích Liz a Uhlířská liší od potenciálně přirozených podmínek. Bylinné patro v acidofilních bučinách je chudé a zpravidla nepřesahuje 30 % pokryvnosti (Chytrý et al. 2010). Tomuto předpokladu poměrně odpovídá rozsah bylinného patra na povodí Liz, kde zabírá necelých 34 % plochy povodí. Vysoká pokryvnost je zde ovlivněna především vysokým zastoupením borůvky (*Vaccinium myrtillus*), která se rozprostírá na 12 % plochy. Na povodí Uhlířská dosahuje pokryvnost bylinného patra až 48 % také s výraznou dominancí borůvky (*Vaccinium myrtillus*). Nárůst pokryvnosti bylinného patra může být na Uhlířské způsoben právě nadměrnými depozicemi síry a dusíku. Šamonil a Vrška (2007) přisuzují vysoké zastoupení borůvky v podrostu především acidifikaci půdy v průběhu 70. – 90. let. Na kyselejší půdě se borůvka stává konkurenčně schopnější. Podle Wild et al. (2004) lze v smrko-bukových lesích pozorovat nárůst dominance acidofilních druhů. Změny ve

složení bylinného patra díky vysokým okyselujícím depozicím síry a dusíku pozoroval také Hülber et al. (2008).

Wild et al. (2004) sledovali změny ve vegetaci bylinného patra v Šumavských lesích, kde byl hlavní změnou pokles pokryvu vlhkomilných a stínomilných druhů (*Athyrium distentifolium*, *Oxalis acetosella*) a významný nárůst druhů preferujících sušší a světlejší stanoviště (např. *Calamagrostis villosa* a *Avenella flexuosa*). Ke stejnému závěru došel také Šamonil a Vrška (2007) kteří sledovali snížení pokryvnosti původně dominantního *Oxalisu acetosella* ve smrkových bučinách na území Karpat. Odpovídá to také zkoumaným lokalitám v této práci, kde se *Calamagrostis villosa* a *Avenella flexuosa* vyskytovaly v roce 2015 ve vysokém zastoupení. Světelné podmínky souvisejí se snížením pokryvnosti stromového patra, která byla v posledních desetiletích snižována na Šumavě (kde se nachází povodí Liz) díky kůrovcovým kalamitám a následné defoliaci (Zelenková et al. 2000). Tento posun v dominanci druhů (více rozšířené heliofyty a úbytek sciofytů) by mohl být ovlivněn změnou klimatu, především větší prodlevou mezi jednotlivými srážkovými událostmi a častějšími suchými obdobími s vyššími teplotami vzduchu.

Podle Chytrého et al. (2010) jsou acidofilní bučiny ohroženy především lesnickým managementem, převodem na jehličnaté kultury. Dalším ohrožením přirozené vegetace je nadměrné množství vysoké zvěře, která způsobuje velké škody při obnově porostů a také ruderalizaci bylinného patra (Chytrý et al. 2010). Aby lesy měly možnost přirozené obnovy, je důležité udržovat nízké stavy zvěře a provádět důkladnou ochranu přirozeného zmlazení.

Celkově se na povodí Liz v roce 2015 nacházelo více přirozených druhů vegetace acidofilních bučin a byla zde sledována také vyšší druhová rozmanitost než na povodí Uhlířská (viz příloha č. 1 a 2). Tento stav je ovlivněn především rozdílnými hodnotami depozic z minulého století. Na Lizu se zachovala část původního bukového porostu a vegetace je zde nyní kompaktnější než na povodí Uhlířská, kde během období vysokých depozic síry a dusíku se stromové patro zcela rozpadlo. Na přelomu století byly odumřelé stromy vykáceny a osázeny smrkovými monokulturami, což ovlivnilo další vývoj ekosystémů.

Výskyt druhů na monitorovaných lokalitách příliš neodpovídá modelovaným vegetačním křivkám. Navzdory vyšším historickým depozicím S a N a zároveň stále nadměrným depozicím dusíku by se podle modelu PROPS mělo vyskytovat více přirozených

druhů na povodí Uhlířská. Pro toto povodí také vychází mnohem vyšší index HSI. Tato předpověď se zdá být ovlivněna především předpovídanými průměrnými teplotami půdy, které se dle modelů RCP pro rok 2070 na povodí Uhlířská pohybují kolem 7.6 – 8.6 °C a na povodí Liz pouze 5.2 – 6.2 °C. Pravděpodobnosti výskytu přirozených druhů jsou ve vegetačním modelu PROPS založeny zejména na vstupních datech srážek, teploty půdy a C:N poměru a model předpokládá, že s vyšší teplotou se bude rostlinám lépe dařit. Vegetační model do výpočtu dostatečně nezapočítává změny rozložení srážek během roku. Na obou povodích však model do budoucna předpokládá výrazný pokles vhodnosti lokalit pro potenciálně přirozené druhy acidofilních bučin a snižuje pravděpodobnost jejich výskytu.

Vliv změny klimatu na lesní ekosystémy

Klimatická změna ovlivňuje ekosystémy přímo, prostřednictvím dopadů na základní fyziologické procesy rostlin (vodní režim, teplotní režim, chemické složení atmosféry) nebo nepřímo prostřednictvím změn v konkurenci druhů, v dynamice a rozšíření jednotlivých populací nebo vytvořením vhodných podmínek pro šíření škůdců (Lindner et al. 2010). Většina druhů rostlin má svoji specifickou ekologickou niku (určité nároky na vlastnosti prostředí), ve které hraje klima důležitou roli. Pokud se změní klimatické podmínky (teploty, srážky) změní se také rozložení vhodných stanovišť pro výskyt druhů (Dirnbock et al. 2017).

Přírodní ekosystémy jsou ovlivňovány změnami klimatu, zejména zvýšením teploty, změnami ve srážkovém režimu a zvýšenou frekvencí extrémních událostí (Lindner et al. 2010). Použité klimatické scénáře RCP 4.5 a RCP 8.5 dle IPCC (2023) předpokládají na území České republiky zvýšení průměrné teploty vzduchu o 1.5 a 2.5 stupně °C a poměrně stejné množství ročních srážkových úhrnů jako v současnosti. Srážkové úhrny však budou dle předpovědi rozděleny do více intenzivních srážkových událostí s delšími obdobími sucha (prodlevami mezi srážkovými událostmi) (IPCC 2023). Sníží se celkový počet srážkových dní a díky intenzivnějším srážkám se zvýší povrchový odtok a půdním profilem proteče ročně méně vody (Beniston et al. 2007, IPCC 2023). Podle Hlásného et al. (2011) se do budoucna zvýší také počet teplotních vln (období s výrazně abnormálními hodnotami teplot vzduchu oproti průměru) a počet dní s maximální denní teplotou nad 30 °C. Kombinace vyšších teplot a suchých období bude mít negativní vliv na lesní ekosystémy (Hlásný et al. 2011). Suchá období způsobují vadnutí, usychání i odumírání jednotlivých rostlin a zvyšují pravděpodobnost požárů (Dirnböck et al.

2017). Teplotní stres je pro rostliny podle Rennenberga et al. (2006) jedním z nejnebezpečnějších faktorů kvůli jeho přímému účinku na rostlinný metabolismus. Nejvíce kritická bude pro rostliny zvýšená frekvence extrémních událostí, které rostliny oslabí a zvýší jejich citlivost vůči vnějším disturbancím (škůdci, choroby atd.) (Rennenberg et al. 2006). Díky vyšším teplotám se také zvýší hodnoty evapotranspirace a spolu s neměnnými srážkovými úhrny se sníží celkové množství vody v povodích.

Zvýšení průměrné roční teploty bude mít podle Hlásného et al. (2011) za následek prodloužení vegetačního období a změny ve fenologických fázích rostlin. V publikaci odhaduje, že v blízké budoucnosti se vegetační období prodlouží až o 10 %. Dirnböck et al. (2017) očekává, že se zvýší pravděpodobnost výskytu termofilních druhů na úkor druhů přizpůsobeným a odolným vůči chladnějším teplotám a naznačuje, že klimatická změna bude hlavním faktorem snižování vhodnosti stanovišť pro původní druhy, jelikož změny v teplotě je vytlačí z jejich optimálního rozsahu.

Rostlinné druhy reagující na zvyšování teploty se mohou posouvat do vyšších nadmořských výšek a vytvářet tak konkurenční tlak v užších vegetačních horských pásech, které jsou definované především teplotním rozsahem (Pauli et al. 2003). Teplejší klima a delší vegetační období mohou způsobit posun horní hranice lesa a zvýšit míru produkce (Colwell et al. 2008). Hlásný et al. (2011) předpokládá, že lesy budou na dopady teplot reagovat změnou složení dřevin ve prospěch mírných listnatých druhů. Oteplení však může mít potenciálně i pozitivní vliv na regeneraci acidifikovaných půd. S nárůstem teplot se urychluje proces zvětrávání a rozkladu organické hmoty a do půdy se uvolňuje více bazických kationtů, které půdu neutralizují (Gaudio et al. 2015).

Lesní ekosystémy mají dobré adaptační schopnosti (evoluční mechanismy a procesy, které umožňují druhům přizpůsobit se novým environmentálním podmínkám (Lindner et al. 2010). V minulosti byly lesní ekosystémy vystaveny dlouhodobým přirozeným změnám a byly schopné se přizpůsobit. Nastávající klimatická změna postupuje velmi rychle (IPCC 2023) a není zatím jasné, zda druhy budou mít dostatek času na adaptaci.

Správný lesnický management může pomoci zmírnit velkou část dopadů klimatické změny na lesní ekosystémy (Lindner et al. 2000). Důležitým faktorem je například diverzifikace vegetace, kdy je důležité, aby se management zaměřil na tvorbu rozmanitých lesních porostů

s větším podílem původních (přírodních) dřevin a eliminoval monokultury (Yousefpour, Hanewinkel 2015). Cílem by mělo být vytvoření odolných ekosystémů, které dokáží reagovat na vnější disturbance jako např. přírodní pohyb škůdců, lesní požáry nebo výkyvy ve složení druhů (Yousefpour, Hanewinkel 2015).

Závěr

Pokles vitality lesních ekosystémů v České republice je významně ovlivněn historickými i současnými depozicemi znečišťujících látek. Dlouhodobé okyselování půdy díky přesahu kritických zátěží acidity, způsobující snížování pH, ztrátu bazických kationtů a mobilitu hliníkových iontů je jedním z hlavních ovlivňujících faktorů.

Dlouhodobé modelování vlivu nadměrných depozic S a N pomocí programu VSD+ na dvou lesních povodích sítě GEOMON (Liz a Uhlířská) v České republice ukázalo, že monitorované lokality byly těmito depozicemi negativně ovlivněny. Depozice celkového dusíku v podkorunových srážkách se na povodí Uhlířská neustále pohybují v rozmezí kritických zátěží a překračují doporučené hodnoty. Mezi lety 1970 – 1990 došlo na obou sledovaných lokalitách k výraznému okyselení půdy a snížení úrovně bazické saturace. Především na povodí Uhlířská, které spadá do oblastí s nejvyššími depozicemi síry a dusíku v ČR, a hodnota pH zde klesla pod úroveň 3. Na povodích dochází také k poklesu poměru C:N a organického uhlíku v půdě. Vegetační model PROPS předpovídá do budoucna výrazný pokles vhodnosti lokalit pro potenciálně přirozené druhy acidofilních bučin a snižuje pravděpodobnosti jejich výskytu na obou povodích.

Ve stromovém patře na obou sledovaných lokalitách výrazně převládá smrk ztepilý (*Picea abies*) a původní buk lesní (*Fagus sylvatica*) se vyskytuje pouze na 1.5 – 3 % ploch povodí. Vysoké zastoupení v podrostu má brusnice borůvka (*Vaccinium myrtillus*), což může být způsobeno acidifikací prostředí v průběhu 70. – 90. let, jelikož borůvka se stává na kyselější půdě více konkurenčně schopnější. Na povodích lze pozorovat celkovou dominanci acidofilních druhů.

Na vývoj půdních charakteristik nebyl v rámci modelového období sledován významný vliv rozdílných klimatických scénářů RCP. Je zde však předpoklad, že klimatická změna ovlivní ekosystémy spíše kvůli extrémním situacím (jako např. zvýšeným počtem teplotních vln, počtem dní s maximální denní teplotou nad 30 °C) v kombinaci se změnami v rozložení a intenzitě srážkových událostí a výskytu suchých období.

Do budoucna je zapotřebí nadále snižovat emise dusíku, a tím i jeho depozici. V zájmu stability lesních ekosystémů na sledovaných lokalitách je žádoucí usilovat o zvýšení variability dřevin s větším podílem původních (přirozených) druhů (*Fagus sylvatica*, *Abies alba* atd.). Cílem by mělo být vytvoření odolných ekosystémů, které dokáží reagovat na vnější disturbance jako např. přirozený pohyb škůdců, lesní požáry nebo výkyvy ve složení druhů.

Zdroje

AOPK ČR (2011): *Vrstva mapování biotopů*. Praha. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR.

Alonso, R., Bender, J., Bergmann, E., Bermejo, V., Braun, S., Danielsson, H., Gerosa, G., Grünhage, L., Karlsson, E., Marzuoli, R., Hayes, F., Bangor, C. (2017): *Mapping critical levels for vegetation*. International Cooperative Programme on Effects of Air Pollution on Natural Vegetation and Crops.

Baker, R. J., Tingey, T. D. (1992): *Air pollution effects on biodiversity*. Springer New York.

Beniston, M. (1994): *Mountain Environments in Changing Climates*. London, Routledge, 461.

Beniston, M., Stephenson, D. B., Christensen, O. B., Ferro, Ch. A. T., Frei, Ch., Goyette, S. et al. (2007): *Future extreme events in European climate: an exploration of regional climate model projections*. Climatic change, 81, 71–95.

Bobak, M., Leon, D.A. (1992): *Air pollution and infant mortality in the Czech Republic, 1986–8*. Lancet, 340, 1010–1014.

Bobbing, R., Hetteling, J.P. (eds.) (2011): *Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships*. Coordination Centre for Effects, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM).

Bobbink R, Loran, C., Tomassen, H. (eds.) (2022): *Review and revision of empirical critical loads of nitrogen for Europe*. Final report, CCE, Dessau, Germany.

Bonten, L. T. C., Reinds, G. J., Posch, M. (2016): *A model to calculate effects of atmospheric deposition on soil acidification, eutrophication and carbon sequestration*. Environmental Modelling & Software, 79, 75–84.

Braniš, M., Hůnová, I. (2009): *Atmosféra a klima aktuální otázky ochrany ovzduší*. Karolinum.

Bridgman, H. A., Davies, T. D., Jickells, T., Hůnová, I., Tovey, K., Bridges, K., Surapipith, V., (2002): *Air pollution in the Krušné Hory region, Czech Republic during the 1990's*. Atmospheric Environment, 36, 2002, 3375–3389.

Bull, K. R. (1992): *An introduction to critical loads*. Environmental pollution, 77, 173–176.

CLRTAP (2015): *Introduction, Chapter 1 of Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends*. UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution.

CLRTAP (2017): *Mapping critical loads for ecosystems, Chapter V of Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends*. UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution.

Colwell, R. K., Brehm, G., Cardelús, C. L., Gilman, A. C., Longino, J. T. (2008): *Global warming, elevations range shifts and lowland biotic attrition in the wet tropics*. Science, 322, 258–261.

Český hydrometeorologický ústav (2021): *Znečištění ovzduší na území České republiky v roce 2020*. Dostupné online: https://www.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/grafroc/20groc/gr20cz/20_rocenka_UKO_v4_WEB_ISBN.pdf

Česká geologická služba (2015): *Monitoring malých lesních povodí GEOMON*. Dostupné online: <http://www.geology.cz/geomon>.

Dessureault-Rompré, J. (2022): *Soil Nitrogen Supply: Linking Plant Available N to Ecosystems Functions and Productivity*. Basel MDPI Books.

De Vries, W. (1991): *Methodologies for the assessment and mapping of critical loads and of the impact of abatement strategies on forest soils*. DLO The Winand Staring Centre, Report, 102.

De Vries, W., Wamelink, G. W. W., Dobben, H., Kros, J., Reinds, G. J. et al. (2010): *Use of dynamic soil-vegetation models to assess impacts of nitrogen deposition on plant species composition: an overview*. Ecological Applications, 20, 60–79.

- De Vries, W., Dobbertin, M.H., Solberg, S., Van Dobben, H.F., Schaub, M. (2014): *Impacts of acid deposition, ozone exposure and weather conditions on forest ecosystems in Europe: An overview*. Plant and soil, 380, 1–45.
- De Vries, W., Hetteling, J.P., Posch M. (2015): *Critical loads and dynamic risk assessments: Nitrogen, acidity and metals in terrestrial and aquatic ecosystems*. Springer Netherlands.
- Diekmann, M. (2003): *Species indicator values as an important tool in applied plant ecology. A review*. Basic and Applied Ecology, 6, 4, 493–506.
- Dirnböck, T., Djukic, I., Kitzler, B., Kobler, J., Mol-Dijkstra, J. P., Posch, M., Reinds, G. J., Schultow, A., Starlinger, F., Wamelink, G. W. (2017): *Climate and air pollution impacts on habitat suitability of Austrian forest ecosystems*. Plos One, 12, 9.
- EEA (2022): *Air Quality in Europe 2022 Report*. EEA, Copenhagen.
- Ellenberg, H. (1988): *Vegetation ecology of central Europe*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Engler, R., Randin, C. F., Thuiller, W., Dullinger, S., Zimmermann, N. E. et al. (2011): *21st century climate change threatens mountain flora unequally across Europe*. Global change biology, 17, 2330–2341.
- Fang, Y., Yoh, M., Koba, K., Zhu, W., Takebayashi, Y., Xiaos, Y., Lei, Ch., Mo, J., Zhang, W., Lu, X. (2011): *Nitrogen deposition and forest nitrogen cycling along an urban-rural transect in southern China*. Global change biology, 17, 872–885.
- Frouz, J. (2010): *Půda – živý systém*. Vesmír, 89, 490.
- Gaudio, N., Belyazid, S., Gendre, X., Mansat, A., Nicolas, M., Rizzetto, S., et al. (2015): *Combined effect of atmospheric nitrogen deposition and climate change on temperate forest soil biogeochemistry: A modeling approach*. Ecological Modelling, 306, 24–34.
- Gilliam, F. S. (2006): *Response of the herbaceous layer of forest ecosystems to excess nitrogen deposition*. Journal of Ecology, 94, 1176–91.
- Grennfelt, P., Moldan, F., Alveteg, M., Warfvinge, P., Svedrup, H. (2001): *Critical loads – is there a need for a new concept?* Water, Air and Soil Pollution, 1, 21–27.
- Hawkins, B. A., Field, R., Cornell, H. V., Currie, D. J., Guegan, J. F., Kaufman, D. M., Kerr, J. T., Mittelbach, G. G., Oberdorff, T., O'Brien, E. M., Porter, E. E., Turner J. R. G. (2003): *Energy, water and broad-scale geographic patterns of species richness*. Ecology, 84, 3105–3117.
- Hédl, R. (2021): *Les je to, co roste samo*. Vesmír, 100, 162.
- Hetteling, J. P., Posch, M., De Smet, P. A. M., Downing, R. J. (1995): *The use of critical loads in emission reduction agreements in Europe*. Water, Air and Soil Pollution, 85, 2381–2388.
- Hetteling, J. P., Stevens J. C., Posch, M., Bobbink, R., Vries, W. (2015): *Assessing the Impacts of Nitrogen Deposition on Plant Species Richness in Europe*. In: Vries, W., Hetteling, J. P., Posch, M. (eds) *Critical Loads and Dynamic Risk Assessments*. Environmental Pollution, 25, Springer, Dordrecht.
- Hlásný, T., Holuša, J., Štěpánek, P., Turčáni, M., Polčák, N. (2011): *Expected impacts of climate change on forests: Czech Republic as a case study*. Journal of forest science, 57, 422–431.
- Hruška, J., Krám, P., Moldan, F. (1996): *Vliv kyselého deště na povrchové vody*. Vesmír, 75, 373.
- Hruška, J., Kopáček, J. (2009): *Účinky kyselého deště na lesní a vodní ekosystémy I. Emise a depozice okyselujících sloučenin*. Živa, 2.
- Hruška, J., Oulehle, F., Krám, P., Skořepová, I. (2009): *Účinky kyselého deště na lesní a vodní ekosystémy 2. Vliv depozic síry a dusíku na půdy a lesy*. Živa, 3, 141–144.

Hülber, K., Dirnböck, T., Kleinbauer, I., Willner, W., Dullinger, S., Karrer, G. et al. (2008): *Long-term impacts of nitrogen and sulphur deposition on forest floor vegetation in the Northern limestone Alps, Austria*. Applied Vegetation Science, 11, 395–404.

Hůnová, I. (2001): *Spatial interpretation of ambient air quality for the territory of the Czech Republic*. Environmental Pollution, 112, 107–119.

Hůnová, I., Maznová, J., Kurfürst, P. (2014): *Trends in atmospheric deposition fluxes of sulphur and nitrogen in Czech forests*. Environmental Pollution, 184, 668–675.

Chuman, T., Oulehle, F. (2019a): *Mapa modelované atmosférické depozice síry v ČR v roce 1980*. Ministerstvo životního prostředí, Česká geologická služba, Praha.

Chuman, T., Oulehle, F. (2019b): *Mapa modelované atmosférické depozice síry v ČR v roce 2016*. Ministerstvo životního prostředí, Česká geologická služba, Praha.

Chuman, T., Oulehle, F. (2019c): *Mapa modelované atmosférické depozice dusíku v ČR v roce 1980*. Ministerstvo životního prostředí, Česká geologická služba, Praha.

Chuman, T., Oulehle, F. (2019d): *Mapa modelované atmosférické depozice dusíku v ČR v roce 2016*. Ministerstvo životního prostředí, Česká geologická služba, Praha.

Chuman, T., Oulehle, F., Hruška, J. (2020): *Poškozování ekosystémů nadměrnou depozicí dusíku a vyjádření míry kritické zátěže*. Živa, 4, 103–106.

IPCC (2023): *AR6 Synthesis Report, Climate Change 2023*. Switzerland.

Kopáček, J., Veselý, J. (2005): *Sulfur and nitrogen emissions in the Czech Republic and Slovakia from 1850 till 2000*. Atmospheric Environment, 39, 2179–2188.

Kravitz, B., Robock, A., Oman, L., Stenchikov, G., Marquardt, A. B. (2009): *Sulphuric acid deposition from stratospheric geoengineering with sulfate aerosols*. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 114.

Lindner, M. (2000): *Developing adaptive forest management strategies to cope with climate change*. Tree Physiology, 20, 299–307.

Lindner, M., Maroschek, M., Netherer, S., Krmer, A., Barbati, A., Garcia-Gonzalo, J., Seidl, R., Sylvain, D., Corona, P., Kolstrom, M., Lexer, M. J., Marchetti, M. (2010): *Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems*. Forest Ecology and Management, 259, 698–709.

Lomský, B., Šrámek, V., Novotný, R. (2012): *Changes in the air pollution load in the Jizera Mts.: effects on the health status and mineral nutrition of the young Norway spruce stands*. European journal of forest research, 131, 757–771.

Moldan, B. (1992): *Atmosférická depozice na území Československa v letech 1976–1987*. Národní klimatický program CSFR, sv.4, ČHMU, Praha.

Mol-Dijkstra, J.P., Reinds, G. J. (2017): *Technical documentation of the soil model VSD+*. Statutory Research Tasks Unit for Nature & the Environment.

Mulder, J., Van Breemen, N., Eijck, H. C. (1989): *Depletion of soil aluminium by acid deposition and implications for acid neutralization*. Nature, 337, 247–249.

Mulder, C., Hettelingh, J. P., Montanarella, L., Pasimeni, M. R., Posch, M., Voigt, W., Zurlini, G. (2015): *Chemical footprints of anthropogenic nitrogen deposition on recent soil C:N ratios in Europe*. Biogeosciences, 12, 4113–4119.

Nilsson, J., Grennfelt, P. (1988): *Critical loads for sulphur and nitrogen*. Skokloster, Sweden.

Oulehle, F., Hruška, J. (2005): *Tree species (Picea abies and Fagus sylvatica) effects on soil water acidification and aluminium chemistry at sites subjected to long-term acidification in the Ore Mts., Czech Republic*. Journal of Inorganic Biochemistry, 99, 1822–1829.

- Oulehle, F., Hofmeister, J., Cudlin, P., Hruska, J., Cudlín, P. (2006): *The effect of reduced atmospheric deposition on soil and soil solution chemistry at a site subjected to long-term acidification, Nacetin, Czech Republic*. Science of the Total Environment, 370, 532–544.
- Oulehle, F., Cosby, B. J., Wright, R. F., Hruška, J., Kopáček, J., Krám, P., Evans, C. D., Moldan, F. (2012): *Modelling soil nitrogen: The MAGIC model with nitrogen retention linked to carbon turnover using decomposer dynamics*. Environmental Pollution, 165, 158–166.
- Oulehle, F., Kopáček, J., Chuman, T., Černohous, V., Hůnová, I., Hruška, J., Krám, P., Lachmanová, Z., Navrátil, T., Štěpánek, P., Tesař, M., Evans, Ch. D. (2016a): *Predicting sulphur and nitrogen deposition using simple statistical method*. Atmospheric Environment, 140, 456–468.
- Oulehle, F., Růžek, M., Tahovská, K., Bárta, J., Myška, O. (2016b): *Carbon and Nitrogen pools and fluxes in adjacent mature norway spruce and european beech forests*. Forests, 7, 282.
- Oulehle, F., Chuman, T., Hruška, J., Krám, P., McDowell, W. H., Myška, O., Navrátil, T., Tesař, M. (2017): *Recovery from acidification alters concentrations and fluxes of solutes from Czech catchments*. Biogeochemistry, 132, 251–272.
- Oulehle, F., Fisher, M., Hruška, J., Chuman, T., Krám, P., Navrátil, T., Tesař, M., Trnka, M. (2021): *The GEOMON network of Czech catchments provides long-term insights into altered forest biochemistry: From acid atmospheric deposition to climate change*. Hydrological processes, 35, 3.
- Pauli, H., Gottfried, M., Grabherr, G. (2003): *Effects of climate change on the alpine and nival vegetation of the Alps*. Journal of Mountain Ecology, 7, 9–12.
- Pavlová, L. (2005): *Fyziologie rostlin*. Karolinum, Praha.
- Posch, M., Hettelingh, J. P., Slootweg, J. (2003): *Manual for Dynamic Modelling of Soil Response to Atmospheric Deposition*. Coordination Centre for Effects, Bilthoven, Netherlands, RIVM Report 259101012, 71.
- Posch, M., Reinds, G. J. (2009): *A very simple dynamic soil acidification model for scenario analyses and target load calculations*. Environmental Modelling & Software, 24, 329–340.
- Primack, R. B. (2001): *Biologické principy ochrany přírody*. Portál, 349.
- Procházka, S., Macháčková, I., Krekule, J., Šebánek, J. a kol. (2003): *Fyziologie rostlin*. Academia, Praha.
- Rennenberg, H., Loreto, E., Polle, E., Brilli, F., Fares, S., Beniwal, R. S., Gessler, A. (2006): *Physiological responses of forest trees to heat and drought*. Plant Biology, 8, 556–571.
- Roelofs, J. G. M., Kempers, A. J., Houdijk A. L. F. M., Jansen, J. (1995): *The effect of air-borne ammonium sulphate on Pinus nigra var. maritima in the Netherlands*. Plant and soil, 84, 45–56.
- Roth, T., Kohli, L., Rihm, B., Achermann, B. (2013): *Nitrogen deposition is negatively related to species richness and species composition of vascular plants and bryophytes in Swiss mountain grassland*. Agriculture, Ecosystems and Environment, 178, 121–126.
- Singer, J. (1916): *Über Rauhref und Duftbruch im Erzgebirge*. Centralblatt für das gesamte Forstwesen.
- Skeffington, R. A., Hill, T. J. (2012): *The effects of a changing pollution climate on throughfall deposition and cycling in a forested area in southern England*. The science of the total environment, 434, 28–38.
- Slavíková, J. (1986): *Ekologie rostlin*. Státní pedagogické nakladatelství, Praha.
- Stoklasa, J. (1923): *Bechädigung de Vegetation durch Rauchgase und Fabriksexhalationen*. Urban und Schwarzenberg Verlag, Wien, Austria and Berlin, Germany.
- Šamonil, P., Vrška, T. (2007): *Trends and cyclical changes in natural fir-beech forests at the north-western edge of the carpathians*. Folia Geobotanica, 42, 337–361.

Truscott, A. M., Palmer, S. C. F., McGowan, G. M., Cape, J. N., Smart, S. (2005): *Vegetation composition of roadside verges in Scotland: the effects of nitrogen deposition, disturbance and management*. Environmental Pollution, 136, 109–118.

Ministerstvo zemědělství ČR (2022): Information on forests and forestry in the Czech Republic by 2021. Dostupné online: https://eagri.cz/public/web/file/719202/Zprava_o_stavu_lesa_2021_ENG_web.pdf.

Ulrich, B., Mayer, R., Khanna, P. K. (1980): *Chemical changes due to acid precipitation in a loess-derived soil in central Europe*. Soil science, 130, 193–199.

Vacek, S., Bílek, L., Schwarz, O., Hejčmanová, P., Mikeska, M. (2013): *Effect of air pollution on the health status of spruce stands. A case study in the Krkonoše Mountains, Czech Republic*. Mountain Research and Development, 33, 40–80.

Vašát, R., Pavlů, L., Borůvka, L., Tejnecký, V., Nikodem, A. (2015): *Modelling the impact of acid deposition on forest soils in north bohemian mountains with two dynamic models: The very simple dynamic model (VSD) and the model of acidification of groundwater in catchments (MAGIC)*. Soil and Water Research, 10, 10–18.

Weiss, S. B. (1999): *Cars, cows and checkerspot butterflies: Nitrogen deposition and management of nutrient-poor grasslands for a threatened species*. Conservation Biology, 13, 1476–1486.

Wild, J., Neuhäuslová, Z., Sofron, J. (2004): *Changes of plant species composition in the Šumava spruce forests, SW Bohemia, since 1970s*. Forest Ecology and Management, 187, 117–132.

Yousefpour, R., Hanewinkel, M. (2015): *Forestry professionals perception of climate change, impacts and adaptation strategies for forests in south-west Germany*. Climatic Change., 130, 273–286.

Zapletal, M. (2019): *Historický vývoj atmosférické depozice síry a dusíku v České republice*. Slezská univerzita, Filozoficko-přírodovědecká fakulta, 135.

Zlatník, A. (1952): *Ekologie a geografie rostlin 1*. Státní pedagogické nakladatelství, Praha.

Zelenková, E. et al. (2000): *Plán péče Národního parku Šumava*. Národní park Šumava, Vimperk.

Zdroje dat

Teplotní poměry

Český hydrometeorologický ústav (2023): *Průměrná denní teplota vzduchu*. Dostupné online: https://www.chmi.cz/files/portal/docs/meteo/ok/open_data/RDATA/T/HTML/T_kraje.html.

Srážkové poměry, data půdního chemismu, fytoecologické snímky

Česká geologická služba (2015): *Monitoring malých lesních povodí GEOMON*. Dostupné online: <http://www.geology.cz/geomon>.

Model VSD+ a PROPS

Umwelt Bundesamt (2023): *Coordination Centre for Effects (CCE), Data and Models*. Dostupné online: <https://www.umweltbundesamt.de/en/cce-data-models>.

Seznam příloh

Příloha č. 1 – Tabulka druhů potenciální přirozené vegetace acidofilních bučin s označenými dominantními (Dm) a diagnostickými (Dg) druhy (dle Chytrý et al. 2010) a jejich výskyt na povodích Uhlířská a Liz. Druhy označené šedivou barvou se nevyskytují ani na jednom ze zkoumaných povodí.

Potenciální druhy acidofilních bučin	Přítomné druhy povodí Uhlířská	Přítomné druhy povodí Liz
<i>Abies alba</i> Dg, Dm		x
<i>Acer pseudoplatanus</i>	x	x
<i>Fagus sylvatica</i> Dg, Dm	x	x
<i>Lonicera nigra</i>		
<i>Picea abies</i> Dg	x	x
<i>Sorbus aucuparia</i> Dg	x	x
<i>Athyrium filix-femina</i> Dg		x
<i>Avenella flexuosa</i> Dg, Dm	x	x
<i>Blechnum spicant</i>	x	
<i>Calamagrostis arundinacea</i> Dg, Dm		
<i>Calamagrostis villosa</i> Dg, Dm	x	x
<i>Carex brizoides</i> Dm		
<i>Carex pilulifera</i>	x	x
<i>Dryopteris carthusiana</i> agg.	x	x
<i>Dryopteris dilatata</i> Dg	x	x
<i>Galium rotundifolium</i>		
<i>Gentiana asclepiadea</i>		
<i>Gymnocarpium dryopteris</i> Dg		x
<i>Hieracium lachenalii</i>		
<i>Hieracium murorum</i> Dg		x
<i>Homogyne alpina</i>		
<i>Huperzia selago</i>		
<i>Luzula luzuloides</i> Dg, Dm		x
<i>Luzula pilosa</i>		x
<i>Luzula sylvatica</i>		
<i>Lycopodium annotinum</i>		
<i>Maianthemum bifolium</i> Dg, Dm	x	x
<i>Melampyrum pratense</i>		
<i>Melampyrum sylvaticum</i>		
<i>Oxalis acetosella</i> Dg	x	x
<i>Phegopteris connectilis</i>		x
<i>Polygonatum verticillatum</i> Dg		
<i>Prenanthes purpurea</i> Dg		x
<i>Senecio nemorensis</i> Dg		
<i>Solidago virgaurea</i>		
<i>Streptopus amplexifolius</i>		
<i>Trientalis europaea</i>	x	x
<i>Vaccinium myrtillus</i> Dg	x	x
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>		
<i>Veronica officinalis</i>		
<i>Viola reichenbachiana</i>		x

Příloha č. 2 – Tabulka druhů přítomné vegetace na povodích Uhlířská a Liz.

Přítomné druhy povodí Uhlířská	Přítomné druhy povodí Liz	
<i>Acer pseudoplatanus</i>	<i>Abies alba</i>	<i>Myosotis palustris</i> agg.
<i>Agrostis capillaris</i>	<i>Acer pseudoplatanus</i>	<i>Oxalis acetosella</i>
<i>Avenella flexuosa</i>	<i>Agrostis capillaris</i>	<i>Petasites albus</i>
<i>Betula pendula</i>	<i>Athyrium filix-femina</i>	<i>Phegopteris connectilis</i>
<i>Blechnum spicant</i>	<i>Avenella flexuosa</i>	<i>Picea abies</i>
<i>Calamagrostis epigejos</i>	<i>Betula pendula</i>	<i>Pinus sylvestris</i>
<i>Calamagrostis villosa</i>	<i>Calamagrostis villosa</i>	<i>Populus tremula</i>
<i>Carex canescens</i>	<i>Cardamine flexuosa</i>	<i>Prenanthes purpurea</i>
<i>Carex echinata</i>	<i>Carex leporina</i>	<i>Ranunculus repens</i>
<i>Carex leporina</i>	<i>Carex pilulifera</i>	<i>Rubus fruticosus</i> agg.
<i>Carex nigra</i>	<i>Cirsium palustre</i>	<i>Rubus idaeus</i>
<i>Carex pilulifera</i>	<i>Deschampsia cespitosa</i>	<i>Rumex acetosella</i> s.lat.
<i>Deschampsia cespitosa</i>	<i>Digitalis grandiflora</i>	<i>Salix caprea</i>
<i>Dryopteris carthusiana</i> agg.	<i>Digitalis purpurea</i>	<i>Sambucus racemosa</i>
<i>Dryopteris dilatata</i>	<i>Dryopteris carthusiana</i>	<i>Scrophularia nodosa</i>
<i>Dryopteris filix-mas</i>	<i>Dryopteris dilatata</i>	<i>Senecio ovatus</i>
<i>Eriophorum vaginatum</i>	<i>Dryopteris filix-mas</i>	<i>Sorbus aucuparia</i>
<i>Fagus sylvatica</i>	<i>Equisetum sylvaticum</i>	<i>Stellaria alsine</i>
<i>Galium saxatile</i>	<i>Fagus sylvatica</i>	<i>Trientalis europaea</i>
<i>Juncus effusus</i>	<i>Galeopsis bifida</i>	<i>Vaccinium myrtillus</i>
<i>Juncus filiformis</i>	<i>Galium saxatile</i>	<i>Viola reichenbachiana</i>
<i>Larix decidua</i>	<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	
<i>Maianthemum bifolium</i>	<i>Hieracium murorum</i>	
<i>Molinia caerulea</i>	<i>Hypochaeris radicata</i>	
<i>Oxalis acetosella</i>	<i>Chrysosplenium oppositifolium</i>	
<i>Nardus stricta</i>	<i>Juniperus communis</i>	
<i>Picea abies</i>	<i>Larix decidua</i>	
<i>Picea pungens</i>	<i>Luzula luzuloides</i>	
<i>Sorbus aucuparia</i>	<i>Luzula pilosa</i>	
<i>Trientalis europaea</i>	<i>Maianthemum bifolium</i>	
<i>Vaccinium myrtillus</i>	<i>Moehringia trinervia</i>	
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	<i>Mycelis muralis</i>	

Příloha č. 3 – Vstupní data do modelu VSD+ pro povodí Liz (a – klimatický model RCP 4.5, b – klimatický model RCP 8.5)

a)

```

period      1950 2070
thick       1.2
bulkdens    1.42
Theta       0.3
pCO2fac     15
Clay_ct     9.4
CEC         66
bsat_0      0.25
Excmod      1
lgKAlBC     1.082
lgKHBC      4
lgKAlOX     5
Cpool_0     17000
CNrat_0     30
TempC       C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\liz\liz_temp_percol_percip\liz_soil_temp_2070_m.dep
percol      C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\liz\liz_temp_percol_percip\liz_percol.dep
Ca_we       0.06
Mg_we       0.03
K_we        0.007
Na_we       0.04
SO2_dep     C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\liz\liz_depozice\liz_dep_s.dep
NOx_dep     C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\liz\liz_depozice\liz_dep_nox.dep
NH3_dep     C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\liz\liz_depozice\liz_dep_nh.dep
Ca_dep      C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\liz\liz_depozice\liz_dep_ca.dep
Mg_dep      C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\liz\liz_depozice\liz_dep_mg.dep
K_dep       C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\liz\liz_depozice\liz_dep_k.dep
Na_dep      C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\liz\liz_depozice\liz_dep_na.dep
Cl_dep      C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\liz\liz_depozice\liz_dep_cl.dep
N_gupt      0.032
Ca_upt      0.025
Mg_upt      0.007
K_upt       0.007
Nlf         4
Clf         350
Precip      C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\liz\liz_temp_percol_percip\liz_srazky_2070.dep
bsatobs     C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\liz\liz_observed_values\liz_bsatobs.obs;#2 #3
Cpoolobs    C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\liz\liz_observed_values\liz_Cpoolobs.obs;#2 #3
Npoolobs    C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\liz\liz_observed_values\liz_Npoolobs.obs;#2 #3
CNratobs    C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\liz\liz_observed_values\liz_CNobs.obs;#2 #3
pHobs       C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\liz\liz_observed_values\liz_pHobs.obs;#2 #3
    
```

b)

```

period      1950 2070
thick       1.2
bulkdens    1.42
Theta       0.3
pCO2fac     15
Clay_ct     9.4
CEC         66
bsat_0      0.25
Excmod      1
lgKAlBC     1.082732
lgKHBC      4.666951
lgKAlOX     5
Cpool_0     17609.890625
CNrat_0     30
TempC       C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\liz\liz_temp_percol_percip\liz_soil_temp_2070_h.dep
percol      C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\liz\liz_temp_percol_percip\liz_percol.dep
Ca_we       0.06
Mg_we       0.03
K_we        0.007
Na_we       0.04
SO2_dep     C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\liz\liz_depozice\liz_dep_s.dep
NOx_dep     C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\liz\liz_depozice\liz_dep_nox.dep
NH3_dep     C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\liz\liz_depozice\liz_dep_nh.dep
Ca_dep      C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\liz\liz_depozice\liz_dep_ca.dep
Mg_dep      C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\liz\liz_depozice\liz_dep_mg.dep
K_dep       C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\liz\liz_depozice\liz_dep_k.dep
Na_dep      C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\liz\liz_depozice\liz_dep_na.dep
Cl_dep      C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\liz\liz_depozice\liz_dep_cl.dep
N_gupt      0.032
Ca_upt      0.025
Mg_upt      0.007
K_upt       0.007
Nlf         3.5
Clf         350
Precip      C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\liz\liz_temp_percol_percip\liz_srazky_2070.dep
bsatobs     C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\liz\liz_observed_values\liz_bsatobs.obs;#2 #3
Cpoolobs    C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\liz\liz_observed_values\liz_Cpoolobs.obs;#2 #3
Npoolobs    C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\liz\liz_observed_values\liz_Npoolobs.obs;#2 #3
CNratobs    C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\liz\liz_observed_values\liz_CNobs.obs;#2 #3
pHobs       C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\liz\liz_observed_values\liz_pHobs.obs;#2 #3
    
```

a)

```

period      1950 2070
thick       0.8
bulkdens    0.8
Theta       0.45
pCO2fac     19
Clay_ct     7.5
CEC         66
bsat_0     0.25
Excmod      1
lgKALBC     1
lgKHBC      3
lgKAlOX     4.5
Cpool_0     20000
CNrat_0     23
TempC       C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\uhl\uhl_temp_perkol_percip\uhl_soil_temp_2070_h.dep
percol      C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\uhl\uhl_temp_perkol_percip\uhl_perkol.dep
Ca_we       0.046
Mg_we       0.017
K_we        0.003
Na_we       0.029
SO2_dep     C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\uhl\uhl_depozice\uhl_dep_s.dep
NOx_dep     C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\uhl\uhl_depozice\uhl_dep_nox.dep
NH3_dep     C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\uhl\uhl_depozice\uhl_dep_nh.dep
Ca_dep      C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\uhl\uhl_depozice\uhl_dep_ca.dep
Mg_dep      C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\uhl\uhl_depozice\uhl_dep_mg.dep
K_dep       C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\uhl\uhl_depozice\uhl_dep_k.dep
Na_dep      C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\uhl\uhl_depozice\uhl_dep_na.dep
Cl_dep      C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\uhl\uhl_depozice\uhl_dep_cl.dep
N_gupt      0.043
Ca_upt      0.033
Mg_upt      0.008
K_upt       0.009
Nlf         4
Clf         350
Precip      C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\uhl\uhl_temp_perkol_percip\uhl_srazky_2070.dep
bsatobs     C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\uhl\uhl_observed_values\uhl_bsatsobs.obs;#2 #3
Cpoolobs    C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\uhl\uhl_observed_values\uhl_Cpoolobs.obs;#2 #3
Npoolobs    C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\uhl\uhl_observed_values\uhl_Npoolobs.obs;#2 #3
CNratobs    C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\uhl\uhl_observed_values\uhl_CNobs.obs;#2 #3
pHobs       C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\uhl\uhl_observed_values\uhl_pHobs.obs;#2 #3
    
```

b)

```

period      1950 2070
thick       0.8
bulkdens    0.8
Theta       0.45
pCO2fac     20
Clay_ct     7.5
CEC         66
bsat_0     0.25
Excmod      1
lgKALBC     0.8
lgKHBC      3.3
lgKAlOX     3
Cpool_0     25000
CNrat_0     30
TempC       C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\uhl\uhl_temp_perkol_percip\uhl_soil_temp_2070_m.dep
percol      C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\uhl\uhl_temp_perkol_percip\uhl_perkol.dep
Ca_we       0.046
Mg_we       0.017
K_we        0.003
Na_we       0.029
SO2_dep     C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\uhl\uhl_depozice\uhl_dep_s.dep
NOx_dep     C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\uhl\uhl_depozice\uhl_dep_nox.dep
NH3_dep     C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\uhl\uhl_depozice\uhl_dep_nh.dep
Ca_dep      C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\uhl\uhl_depozice\uhl_dep_ca.dep
Mg_dep      C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\uhl\uhl_depozice\uhl_dep_mg.dep
K_dep       C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\uhl\uhl_depozice\uhl_dep_k.dep
Na_dep      C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\uhl\uhl_depozice\uhl_dep_na.dep
Cl_dep      C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\uhl\uhl_depozice\uhl_dep_cl.dep
N_gupt      0.043
Ca_upt      0.033
Mg_upt      0.008
K_upt       0.009
Nlf         4.5
Clf         350
Precip      C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\uhl\uhl_temp_perkol_percip\uhl_srazky_2070.dep
bsatobs     C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\uhl\uhl_observed_values\uhl_bsatsobs.obs;#2 #3
Cpoolobs    C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\uhl\uhl_observed_values\uhl_Cpoolobs.obs;#2 #3
Npoolobs    C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\uhl\uhl_observed_values\uhl_Npoolobs.obs;#2 #3
CNratobs    C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\uhl\uhl_observed_values\uhl_CNobs.obs;#2 #3
pHobs       C:\Users\oem\input_data_VSD\A_final_data\uhl\uhl_observed_values\uhl_pHobs.obs;#2 #3
    
```