

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
PŘÍRODOVĚDECKÁ FAKULTA



**Sukcese vegetace na rybníčních deponiích ve vztahu
ke zdrojům diaspor v okolí**

Bakalářská práce

Vojtěch Študent

Vedoucí práce: Prof. RNDr. Karel Prach, CSc.

2009

Študent, V., 2009: Sukcese vegetace na rybníčních deponiích ve vztahu ke zdrojům diaspor v okolí [Vegetation succession on artificial islands in a relation to a distance of propagule sources in the vicinity. Bc. Thesis, in Czech.] – 42 p., Faculty of Science, The University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Anotace:

Vascular flora of 23 artificial islands was analyzed in the Krvavý fishpond, near Jindřichův Hradec, Czech Republic. The study aims to describe plant colonization of artificial islands in a relation to islands characteristics and a distance of propagule sources in the vicinity. The thesis explains what ecological groups of plants successfully colonize artificial islands in different stages of a succession.

Prohlašuji, že svoji bakalářskou práci jsem vypracoval samostatně, pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách.

V Českých Budějovicích dne: 5. 1. 2010

.....
Vojtěch Študent

Poděkování:

Děkuji především svému školiteli za cenné rady, připomínky, korekturu a zapůjčenou literaturu. Dále pak své rodině, která mi umožňuje studovat, a přátelům, bez kterých by to nebylo ono.

Obsah

1. Úvod.....	5
1.1. Sukcese.....	5
1.1.1. Primární a sekundární sukcese.....	5
1.1.2. Autogenní vs. allogenní sukcese.....	6
1.1.3. Mechanismy a směry sukcese.....	6
1.1.4. Raně vs. pozdně sukcesní druhy.....	7
1.1.5. Sukcese na deponiích.....	8
1.2. Rovnovážná teorie ostrovní biogeografie (RTOB).....	9
1.2.1. Další faktory ovlivňující složení ostrovního společenstva.....	10
1.2.2. Biotopová rozmanitost ostrovů.....	10
1.3. Ostrovní kolonizace.....	11
1.4. Disperzní mechanismy.....	12
2. Metodika.....	13
2.1. Charakteristika studované oblasti.....	13
2.2. Sběr dat.....	14
2.3. Zpracování dat.....	15
3. Výsledky.....	17
3.1. Deponie a okolí.....	17
3.2. Ordinační analýzy.....	22
3.3. Dřeviny.....	25
4. Diskuse.....	29
5. Závěr.....	32
6. Seznam použité literatury.....	33
7. Použitý software.....	36
8. Přílohy.....	37

1. Úvod

1.1. Sukcese

Sukcese je jedním z nejvíce studovaných procesů v ekologii (PUTTEN et al. 2000). Jeden z prvních popisů sukcese jako řady vzájemně se prolínajících identifikovatelných procesů byl představen Clemensem (LUKEN 1990), který navrhl rozlišovat 6 základních procesů během sukcese, které na sebe navazují: *nudace*, *migrace*, *ecese*, *kompetice*, *reakce a stabilizace*.

Nudace, proces vytvářející stanoviště bez vegetace, sukcesi začíná. Dalším krokem je *kolonizace* (disperzí či ze semenné banky). Úspěšná kolonizace, která znamená uchycení druhu na disturbovaném stanovišti, se nazývá *ecesi*. Při postupující sukcesi a vývoji daného společenstva si druhy mezi sebou konkurují o limitující zdroje, zvyšující roli začíná hrát *kompetice*. Druhy svými fyziologickými procesy mění disturbovaná stanoviště, vyvolávají *reakci*. *Stabilizace* společenstva, tedy dosažení více méně neměnného stavu, který je charakterizován několika dominantními druhy, přichází zřídka, neboť téměř každé stanoviště je znovu disturbováno před dosažením předpokládané stability (LUKEN 1990).

1.1.1. Primární a sekundární sukcese

Sukcese znamená změnu ve vegetaci, která je zapříčiněna změnou v podmínkách prostředí nebo v důsledku konkurence, žíru apod. (GLENN-LEWIN et al. 2002). Můžeme ji rozdělit na primární a sekundární. Dva zásadní faktory odlišují sekundární od primární sukcese (MILES & WALTON 1993).

- 1) Vyvinutá půda
- 2) Přítomnost diaspor

Primární stanoviště nemají biologickou historii, tedy žádnou dřívější vegetaci a semennou banku (GLENN-LEWIN et al. 2002). Substrát primárních stanovišť je většinou minerální, s minimálním obsahem dusíku (MILES & WALTON 1993).

Sekundární sukcese je nahrazením dříve existující vegetace, která na disturbovaném stanovišti určitým způsobem zanechala své pozůstatky (rostlinné fragmenty, diaspory,...). Půda je zde většinou vyvinutá, obsahuje semennou banku a zdroje živin (GLENN-LEWIN et al. 2002).

Disturbance má tři ne zcela nezávislé aspekty. Je to prostor, čas a stupeň (závažnost). Prostorová dimenze naznačuje rozměr disturbance, čas zahrnuje její frekvenci a prediktabilitu. Stupeň disturbance se běžně definuje jako závažnost dopadu, který disturbance měla na danou vegetaci (GLENN-LEWIN et al. 2002). Disturbance snižuje pokryvnost druhů zasaženého stanoviště a často i jeho druhovou diverzitu (ne vždy, viz MORRISON 2003).

Jako mnoho jiných dichotomií v ekologii, koncept primární a sekundární sukcese je užitečným nástrojem pro třídění našich pozorování v krajině, ale ne každé pozorování musí být striktně zařazeno do jedné z kategorií; přechodné situace existují (GLENN-LEWIN et al. 2002).

1.1.2. Autogenní vs. allogenní sukcese

Sukcese, která je výsledkem pouze vnitřních biologických procesů (akumulace opadu v lese, rašeliny v rašeliništi, rostoucí zastínění korunovým zápojem,...), které modifikují podmínky prostředí a ovlivňují dostupnost zdrojů, je sukcesí autogenní (BEGON et al. 1997).

Autogenní sukcese tedy zahrnuje „vnitřní“ síly a mechanismy (např. kompetici či zastínění). Allogenní sukcese je vyvolána „vnějšími“ faktory. Zařazení sukcese do jedné z kategorií je obtížné, jelikož kategorie jsou spíše ukázkou extrémů autogeno – allogenního sukcesního kontinua (GLENN-LEWIN et al. 2002).

Např. SHAFFER et al. (1992) však v ostrovním systému v deltě řeky Atchafalaya, kdy se jako hlavní disturbanční síly jevíly jak abiotické (povodně, zvýšená salinita na ostrovech vlivem letních bouří) tak biotické (herbivor *Myocastor coypus* – nutriční faktory), popsali allogenní extrém tohoto kontinua.

1.1.3. Mechanismy a směry sukcese

CONNELL & SLATYER (1977) navrhli tři mechanismy a následné vývojové směry sukcese. Jedná se zřejmě o zjednodušení (ostatně jako jakékoli jiné schéma, které se snaží v biologii o generalizaci), poskytuje však vhled do problematiky vývoje společenstva po disturbanci.

Mechanismus I – *facilitace* – kolonizace a růst pozdějších sukcesních druhů jsou závislé na druzích již přítomných, kteří „připravují půdu“; bez nich by další kolonizace nebyla možná. Důkazy, které podporují tento mechanismus, se nachází především v primární a heterotrofické sukcesi (MILES & WALTON 1993).

Mechanismus II – *tolerance* – předvídatelné pořadí odpovídá výskytu druhů, jenž vyvinuly rozdílnou strategii využívání stejného zdroje. Sukcesně pozdější druhy budou schopny tolerovat rozdílnou hladinu zdroje než druhy dřívější. Takto mohou druhy invadovat a dorůst do dospělosti za přítomnosti druhu, který je předešel (EGLER 1954).

Mechanismus III – *inhibice* - druhy již přítomné zabraňují kolonizaci kompetitorů. První kolonizátoři se rozrůstají a neumožní či potlačují kolonizaci sukcesně pozdějších druhů. Sukcese nepokračuje, dokud první kolonizátor neumožní pozdějším sukcesním druhům dosáhnout dospělosti. Studie pozorující pozastavení sukcese i na několik desetiletí podporují tento mechanismus (NIERING & EGLER 1955).

1.1.4. Raně vs. pozdně sukcesní druhy

Zdá se široce přijímaným faktem, že rozdílné soubory vlastností charakterizují raně a pozdně sukcesní druhy (RYDIN & BORGEGÅRD 1991).

Pro raně sukcesní druhy je typická vysoká produkce semen a jejich účinný rozptyl; to samo o sobě zvyšuje pravděpodobnost jejich časného výskytu (BEGON et al. 1997). Semena raně sukcesních druhů však mají malou zásobu živin a na disturbovaném místě jsou vystaveny nefiltrovanému světlu, vysokým denním teplotám v brzké vegetační době a velkým rozdílům teplot (BAZZAZ 1979).

Z důvodu malé konkurenceschopnosti závisí přežití raně sukcesních druhů na disperzi na otevřená stanoviště a/nebo na přečkání nepříznivých podmínek v podobě semen v semenné bance. Tím pádem musí i růst a konzumovat limitující zdroje živin velmi rychle (BAZZAZ 1979).

Pozdně sukcesní druhy mívají větší semena se specializovanými disperzními mechanismy, jsou kompetičně silní a jsou schopni díky zásobě živin růst v zastínění okolních jedinců. Charakteristická je pro ně dlouhá fáze nedospělosti (BEGON et al. 1997). Semenáčky pozdně sukcesních druhů, krom míst se světelnými „oky“ (*gaps*), sice zažívají méně extrémní prostředí (fluktuační teploty, vítr,...), na druhou stranu však musí mít například efektivnější fotosyntézu (BAZZAZ 1979).

1.1.5. Sukcese na deponiích

Sukcese na deponiích může být klasifikována jako sekundární a autogenní. Substrát deponií sestává především ze sedimentu dna současných rybníků, semenná banka je tedy ochuzena. Substrát je bohatý na živiny a organický materiál. Původní společenstva byla zničena před stovkami let, kdy byly rybníky vytvářeny. Jde tedy spíše o speciální typ sekundární sukcese (REJMÁNEK & REJMÁNKOVÁ 2002).

1.2. Rovnovážná teorie ostrovní biogeografie (RTOB)

V 60. letech Mc Arthur a Wilson předložili důležitý teoretický koncept – rovnovážnou teorii ostrovní biogeografie (RTOB) (THORNTON 2007). RTOB předpokládá, že druhové bohatství ostrova bude nepřímo úměrné izolaci (vzdálenosti od potenciaálního zdroje diaspor) a přímo úměrné ploše ostrova (MAC ARTHUR & WILSON 1967). Základem RTOB je předpoklad náhodného osidlování ostrovů (imigrace) a náhodného vymírání druhů na ostrovech (extinkce). Čím bude ostrov větší a zároveň čím blíže bude k pevnině, tím bude druhově bohatší, přestože nikdy nedosáhne druhového bohatství pevniny (STORCH & MIHULKA 2000).

Počet druhů na daném ostrově je ve vztahu s plochou ostrova dán rovnicí:

$S = C * A^z$ kdy S je počet druhů, A je plocha ostrova a C je konstanta, která se liší dle studované skupiny druhů (MAC ARTHUR & WILSON 1967). Hodnota z závisí na skupině studovaných organismů a izolaci ostrovů od zdrojů diaspor (THORNTON 2007). Rozmezí hodnot pro z navržené Mc Arthurem a Wilsonem (0,2-0,4) dobře vyhovuje většině ostrovních systémů a skupin studovaných organismů (MAC ARTHUR & WILSON 1967). Ukazuje se, že rozmezí hodnot může být širší (RODEN 1998).

Ve skutečnosti se závislost počtu druhů na velikosti plochy vůbec netýká jen ostrovů. Projevuje se i při srovnávání počtu druhů osidlujících různě velká území téže geografické oblasti. Jen velmi málo přirozených společenstev nemá alespoň některé ze znaků ostrovního uspořádání. Proto je biogeografie ostrovů důležitá pro pochopení struktury společenstva (BEGON et al. 1997).

RTOB je diskutována v nespočtu prací, které ji podporují a doplňují (KADMON & PULLIAM 1995, RODEN 1998) nebo se s ní neztotožňují (WHITEHEAD & JONES 1968, KELLY et al. 1989, KÖCHY & RYDIN 1997, WHITTAKER 2000).

1.2.1. Další faktory ovlivňující složení ostrovního společenstva

Mezi další faktory ovlivňující složení ostrovního společenstva patří historie ostrova (KADMON & PULLIAM 1995, PANITSA et al. 2008). Složení ostrovního společenstva též významně ovlivňují specifické charakteristiky druhů, které se vyskytují v okolí a kolonizují ostrov. Mezi tyto specifické charakteristiky druhů patří především disperze - její způsob a míra. Míra disperze závisí na schopnosti druhu udržet se ve zdrojových společenstvech a zásobovat svými diasporami ostrov (THORNTON 2007).

Blížkost zdrojových společenstev není vždy zárukou rychlého osídlení ostrova, pokud se charakteristiky prostředí ostrova (typ substrátu, vlhkost, dostupnost živin) a zdrojového místa významně liší. Pak druhy ze zdrojových míst nedokážou kolonizovat nepříznivé prostředí. Tato zdrojová místa však slouží jako „oázy“ příznivého prostředí pro rychlé uchycení druhů schopných šíření na dlouhé vzdálenosti, kteří ostrov kolonizovat dokážou (DEL MORAL & ECKERT 2005).

1.2.2. Biotopová rozmanitost ostrovů

Dalšími důležitými faktory ovlivňujícími složení ostrovního společenstva jsou disperzní bariéry (HARRISON et al. 2001) a rozmanitost biotopů, která se na ostrovech vytváří (KOHN & WALSH 1994). Biotopová rozmanitost ostrova pozitivně ovlivňuje druhovou diverzitu ostrova, avšak její přímý vliv na druhovou bohatost je sporný, neboť silně koreluje s plochou ostrova a jeho převýšením (KÖCHY & RYDIN 1997, DESHAYE & MORISSET 1988).

KOHN & WALSH (1994) však poukazují na dva mechanismy, kdy má plocha ostrova na druhovou bohatost vliv nepřímý. Tento vliv je zprostředkováván právě habitatovou diverzitou, kdy velké ostrovy zpravidla disponují větší biotopovou bohatostí. To poté znamená, že:

- I) Více typů habitatů nabízí možnost pro více druhů.
- II) Druhy mohou obývat více typů habitatů, což snižuje pravděpodobnost jejich lokální extinkce při změně podmínek prostředí.

Předpoklady RTOB nelze generalizovat a na každý ostrovní systém je třeba nahlížet jako na unikátní a relevantnost a využitelnost RTOB předem zvážit (THORNTON 2007), protože složení společenstva žádného ostrovního systému není zcela vysvětlitelné jen izolací a velikostí ostrova (WHITEHEAD & JONES 1968).

1.3. Ostrovní kolonizace

Kolonizace je výsledkem interakcí mezi již přítomnými či imigrujícími diasporami, časovými a prostorovými gradienty prostředí, existující vegetací a morfologií a fyziologií diaspor. Schopnost úspěšné kolonizace závisí na morfologických, fyziologických a reprodukčních charakteristikách rostliny (GLENN-LEWIN et al. 2002). Kolonizace vyžaduje disperzi a uchycení (DEL MORAL & ECKERT 2005). Pravděpodobnost úspěšné disperze je nepřímo úměrná vzdálenosti od zdroje diaspor (FRIDRIKSON 1987).

Disperze rostlin neprobíhá jen místně, ale i časově prostřednictvím semenné banky („zásobník“ životaschopných semen v půdě v daný čas), kde semena zůstávají, dokud nevyklíčí, neztratí životaschopnost, nepřemístí se, nebo nejsou zkonsumována (GLENN-LEWIN et al. 2002). Synchronizaci klíčení a vhodných podmínek prostředí (půdní vlhkost, teplota, intenzita slunečního záření) zajišťuje dormance (CONNELL & SLATYER 1977).

Jen část kolonizačního procesu je kompletní, když semena dosáhnou daného stanoviště. Ještě musí vyklíčit a uchytit se. Klíčení je složitý fyziologický proces, který byl jako výsledek přírodní selekce modifikován do mnoha podob, které zajišťují začátek klíčení za největší pravděpodobnosti přežití (GLENN-LEWIN et al. 2002).

Uchytit se dokáže jen malá část kolonizátorů. Např. FRIDRIKSON (1987) na ostrově Surtsey označuje pouze 14 % druhů jako plně úspěšné kolonizátory, neboť na ostrově produkovaly semena, množily se a rozšiřovaly se na nová stanoviště. Úspěšná kolonizace neprobíhá pouze semeny. I druhy, dobře adaptované na disperzi na dlouhé vzdálenosti, mohou využívat zcela jiného mechanismu šíření. RYDIN & BORGEGÅRD (1991) popisují situaci, kdy anemochorní druh (*Salix fragilis*) dosahoval ostrovů výhradně vegetativními částmi (úломky větví).

Faktory mající hlavní vliv na disperzi, *typ chorie a vzdálenost od zdroje diaspor*, jsou obzvláště důležité v sukcesi na ostrovech (RYDIN & BORGEGÅRD 1991). Způsoby šíření druhů a vzdálenost od zdrojů diaspor ovlivňují úspěšnou kolonizaci do té míry, že formují počáteční složení společenstva a vytváří gradienty druhové diverzity a pokryvnosti. Znalosti, jak bohatá zdrojová místa ovlivňují obnovení vegetace, pomáhají našemu porozumění vývoje společenstva. Stupeň porozumění, jak vzdálenost od zdrojů diaspor ovlivňuje složení společenstva, zůstává nedokonalý (DEL MORAL & ECKERT 2005).

1.4. Disperzní mechanismy

GLENN-LEWIN et al. (2002) poukázal na fakt, že většina druhů má více či méně specializované disperzní mechanismy. Mezi nejběžnější typy chorie patří *anemochorie* (šíření větrem), *hydrochorie* (šíření vodou), *endozoochorie* (disperze jako výsledek spolknutí semene zvířetem), *autochorie* (vlastní šířící mechanismus rostliny) a *epizoochorie* (šíření na tělech živočichů). Speciálním typem chorie je dysochorie, což je šíření semen savci, kteří si semena hromadí v půdě jako zásobu potravy na nepříznivé období roku.

Významnou roli v člověkem pozmeněné krajině, jakou střední Evropa bezesporu je, hraje *hemerochorie* (šíření diaspor rostlin člověkem, též *antropochorie*) (POSCHLOD et al. 2003). Mnoho rostlin je *polychorních*; mají tedy více jak jednu potenciální metodu šíření (GLENN-LEWIN et al. 2002).

Poměrné zastoupení druhů v kategoriích dle disperzního mechanismu se s průběhem sukcese mění. WHITTAKER & BUSH (1993) na dřevinách v souostroví Krakatoa ukázali, že druhy anemochorní během stoleté kolonizace dosáhly malého úspěchu (5 druhů). Druhy endozoochorní (33 druhů) a hydrochorní (28 druhů) souostroví kolonizovaly úspěšně, ale průběh kolonizace byl naprosto odlišný. Zatímco endozoochorní druhy zvyšovaly své počty druhů postupně, hydrochorní druhy dosáhly maxima již po 40 letech (24 druhů).

V kolonizaci ostrovů hrají hydrochorní druhy důležitou roli od začátku. Např. RYDIN & BORGEGÅRD (1991) poukázali na to, že hydrochorie zajišťuje disperzi semen na dlouhé vzdálenosti bez ohledu na jejich velikost. Stejných výsledků dosáhli i WHITEHEAD & JONES (1968). Druhy hydrochorní byly nejhojnější, následované zoochorními a anemochorními. Pro anemochorní druhy je zvyšující se izolace více limitující než-li pro druhy hydrochorní a zoochorní.

Hydrochorní druhy (48-68%) dominovaly i skupině ostrovů v jezeře Möckeln (NILSSON & NILSSON 1978). Problémy s dosažením ostrovů však měly druhy zoochorní (5-13%). Poměrné zastoupení anemochorních druhů na ostrovech se pohybovalo v rozmezí 28-36%.

Jak jsem popsal výše, skupiny s odlišnými disperzními mechanismy kolonizují ostrovy s různou úspěšností a odlišným průběhem (viz KADMON & PULLIAM 1995).

2. Metodika

2.1. Charakteristika studované oblasti

Přírodní rezervace (PR) Krvavý a Kačležský rybník

PR leží 8 km jihovýchodně od Jindřichova Hradce, vyhlášena byla v roce 1994, rozkládá se na ploše s výměrou 384 ha (ochranné pásmo 229 ha). Nadmořská výška rezervace se pohybuje v rozmezí 530 – 545 m. n. m. (ALBRECHT et al. 2003).

Horninovým podkladem je středně zrnitá dvojslídňá žula čiměřského typu. Rybníky leží v protáhlé sníženině, jejíž dno je překryté deluviálními hlinitými písky a písčítými hlínami. V půdním pokryvu převažuje glej typický a glej organozemní, místy organozem (ALBRECHT et al. 2003). Jádrem PR je soustava dvou velkých a několika malých rybníčků s přilehlými rákosinami, na které navazují mokřadní a rašelinné louky. V ochranném pásmu převládají kulturní a polopřirozené louky (*sv. Molinion*) a jehličnaté lesní kultury.

Hlavním předmětem ochrany je hnízdící avifauna, sekavec podunajský (*Cobitis elongatoides*) a vydra říční (*Lutra lutra*). Dále jsou chráněna společenstva rákosin (*sv. Praghamitum communis*) – porosty rákosu obecného (*as. Praghamitetum communis*) a orobince úzkolistého (*as. Typhetum angustifoliae*) a přechodová rašeliniště (vegetace *sv. Sphagno recurvi - Caricion canescentis*) především při východním břehu Krvavého rybníka (AOPK 2007).

Deponie Krvavého rybníka

Krvavý rybník byl vybudován v roce 1574 rozšířením původního rybníka Zármutek. Od svého vzniku byl využíván především k chovu kapra obecného (*Cyprinus carpio*). V roce 1979 byl rybník vybagrován a z vyhrnutého sedimentu byly vytvořeny příčné deponie na východním břehu rybníka. V téže roce byla odstraněna podstatná část rákosin jihovýchodního břehu rybníka a břeh byl vyhrnut do mohutných obvodových valů (AOPK 2007).

V roce 2001 byly tyto mohutné obvodové valy na jihovýchodním břehu Krvavého rybníka odstraněny a část materiálu odvezena. Ze zbylého materiálu bylo vytvořeno 13 plochých ostrůvků a břeh byl vysvahován do mírného sklonu s pozvolným přechodem do okolních luk (AOPK 2007). Účelem provedeného opatření bylo obnovení přirozeného litorálního pásma. Zároveň deponie slouží jako bezpečné hnízdiště ptáků, kteří jsou méně vystavováni tlaku predátorů (KENDER 2005).

2.2. Sběr dat

Typy dat pro deponie

Vegetaci na deponiích jsem zanalyzoval na přelomu července a srpna roku 2008. Na každé deponii jsem pořídil soupis nalezených druhů, odhadl jsem jejich pokryvnost a abundanci. Pokryvnost jednotlivých druhů jsem odhadl v procentech, pokryvnost menší než 1% jsem značil +, druhy vzácné (1-2 jedinci na deponii) r. Abundanci druhů (pětibodová škála - vzácný až velmi hojný) jsem zaznamenal pro porovnání s vegetací na břehu. Na každé deponii jsem v reprezentativní části umístil fytoocenologický snímek o velikosti 5 x 5 m. Jak na celé deponii tak ve fytoocenologickém snímku jsem zaznamenal pokryvnost jednotlivých pater vegetace v procentech (E₃: stromové patro – nad 2m; E₂: keřové patro – do 2 metrů; E₁: bylinné patro – do 1 metru) (viz KENT & COKER 1992). Nomenklaturu jsem sjednotil dle KUBÁTA et al. (2002).

Typy dat pro okolí

Ve 100 metrovém pásu od deponií jsem pořídil soupis nalezených druhů a odhadl jejich abundanci (pětibodová škála - vzácný až velmi hojný). U každé dřeviny nalezené na deponii jsem změřil vzdálenost k nejbližšímu jedinci stejného druhu na břehu. Jedinec na břehu musel produkovat semena schopná disperze.

Charakteristiky deponií

Mladší deponie byly vytvořeny v roce 2001. Pro zjištění stáří východních deponií jsem užil Presslerova nebozezu. Na každé z 9 deponií jsem vyvrtal největší strom a letokruhy spočítal pod binolupou. Odhadované stáří deponií je 30 let. Plochu deponií jsem vypočetl jako obsah elipsy:

$$S = \pi * a * b; \quad \text{kde } a, b = \text{poloosy deponie.}$$

Vzdálenost deponií od břehu jsem měřil pásmovým metrem (vyjma deponií č. 5, 9, 13 a 23). Vzdálenosti deponií od lesa jsem zjistil pomocí ortofotografických map (www.cuzk.cz). Převýšení jsem spočítal jako rozdíl mezi nejvyšším a nejnižším bodem deponie. Zastínění bylinného patra jsem kvantifikoval součtem pokryvností patra keřového a stromového.

Půdní vzorky jsem odebral Kopeckého válečkem na podzim roku 2009. Z každé deponie jsem odebral tři vzorky. Každý dílčí vzorek jsem přesil přes pedologické síto (2 mm) a vytvořil vzorek směsný. Ze směsného vzorku jsem navážil 5 gramů, přidal 25 ml destilované vody a nechal třepat 2 hodiny. Poté jsem změřil aktivní pH pomocí pH metru se skleněnou elektrodou (firma WTW, typ Multi 340i). Další kategorizace půdy deponií byla zbytečná. Půdní druh všech deponií byl písčítý, bohatý na organický materiál.

2.3. Zpracování dat

Získaná druhová data jsem zpracoval programem CANOCO (TER BRAAK & ŠMILAUER 1997-2002) a STATISTICA (STATSOFT, INC. 1984–2005). K vytvoření některých grafů jsem použil Microsoft Excel (MICROSOFT CORPORATION 1985-1999). K zobrazení grafů ordinačních metod jsem použil CanoDraw (ŠMILAUER 1999-2002). K zobrazení regresí jsem využil program STATISTICA.

Ostrůvek (deponie číslo 23) jsem zařadil do lineární regrese počtu druhů na ploše deponie (obr. č. 1). Deponie číslo 23 se vyskytovala v severní části ostrova, vzdálená více jak 200 metrů od břehu (tedy bez vegetace v okolí). Též jsem neměl možnost zjistit její přibližné stáří, a proto jsem s ní v následujících analýzách nepočítal.

Zaznamenané druhy jsem zařadil do ekologických skupin dle ELLENBERG et al. (1991). Předpokládal jsem, že ekologické skupiny budou kolonizovat deponie s různou úspěšností. Statisticky jsem vyhodnotil kolonizaci deponií ekologickými skupinami kontingenčními tabulkami.

Dřeviny jsem rozřadil dle disperzních typů (tab. č. 2). Data jsou převzata z databáze BIOPOP (POSCHLOD et al. 2003). Pokud byl druh schopen více typů disperze, zařadil jsem ho do polychorní disperzní skupiny. Druh musel mít více než 70% uvedených záznamů v určitém disperzním typu, aby byl do disperzní kategorie zařazen. Záznamy u druhu *Spiraea salicifolia* nebyly uvedeny. Z analýz jsem ho vyloučil.

Úspěšnost kolonizace deponií dřevinami jsem kvantifikoval jako rozdíl mezi abundancí dřeviny v okolí a její abundancí na deponii. Data jsem následně vyhodnotil neparametrickou obdobou jednocestné analýzy variance (Kruskal-Wallis test).

CANOCO - Pro statistické zpracování druhových dat jsem vybral pokryvnost druhů v procentech. Hodnoty r a $+$ jsem zaměnil za hodnoty 0,1 a 0,5. Každou hodnotu v souboru druhových dat jsem zlogaritoval před převedením do programu CANOCO. Pro zjištění heterogenity druhových dat jsem provedl trendu zbavenou korespondenční analýzu (DCA). Na základě výsledků DCA, kdy hodnoty délek gradientů ordinačních os nebyly vyšší než-li 2,1, jsem míru vysvětlitelné druhové variability na deponiích zjišťoval pomocí lineární neomezené ordinační metody (PCA) (obr. č. 6).

RDA - Omezenou lineární ordinační metodu jsem použil pro zjištění, kolik procent druhové variability dokážu vysvětlit nashromážděnými charakteristikami prostředí (obr. č. 7). RDA jsem statisticky hodnotil Monte-Carlo permutačním testem na 5% hladině významnosti. Permutace byly omezené, probíhaly odděleně v rámci mladých a starých deponií. Škálování bylo zaměřeno na druhy (*inter-species correlations*). Stáří deponií jsem užil jako kovariáty. Pro vysvětlení druhové variability bylin na deponiích jsem z RDA vyloučil stromy a keře a zastínění (E_2+E_3) jsem přidal jako další vysvětlující proměnnou. Vzdálenost od břehu a vzdálenost od lesa jsem ponechal při ordinačních metodách v metrech. Jedinou vysvětlující logaritmovanou proměnnou byla plocha deponie.

3. Výsledky

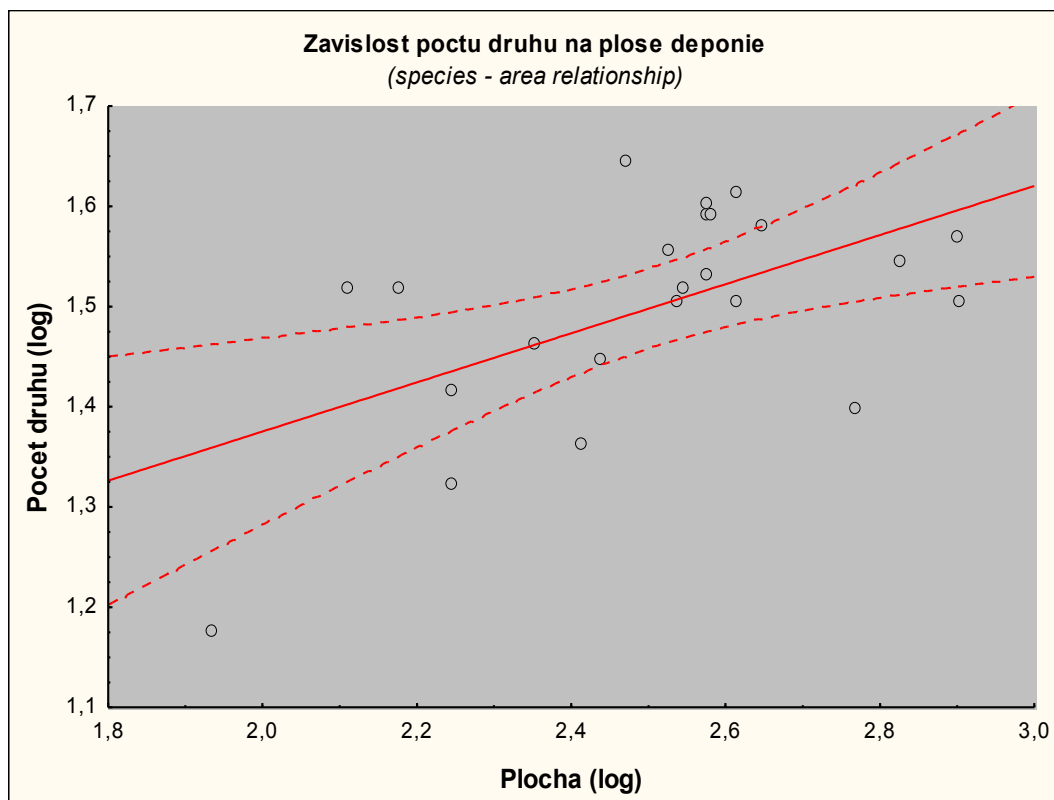
3.1. Deponie a okolí

Ve stometrovém pásu od deponií jsem zaznamenal 195 druhů vyšších rostlin. Do výsledných analýz jsem zahrnul 187 druhů. Osm druhů, které jsem determinoval do rodu (3x *Carex sp.*, 2x *Poa sp.*, *Cirsium sp.*, *Veronica sp.*), jsem z analýz vyloučil. Na mladých deponiích se vyskytovalo 73 druhů vyšších rostlin, na starých 95. Charakteristiky deponií jsou uvedeny v tabulce číslo 1.

Tab. č. 1 – Základní charakteristiky studovaných deponií: Deponie jsou číslovány od jihozápadu (deponie číslo 1 je nejbliže u silnice; viz příloha č. 1) k jihovýchodu. Ostrůvek v severní části rybníka je označen číslem 23.

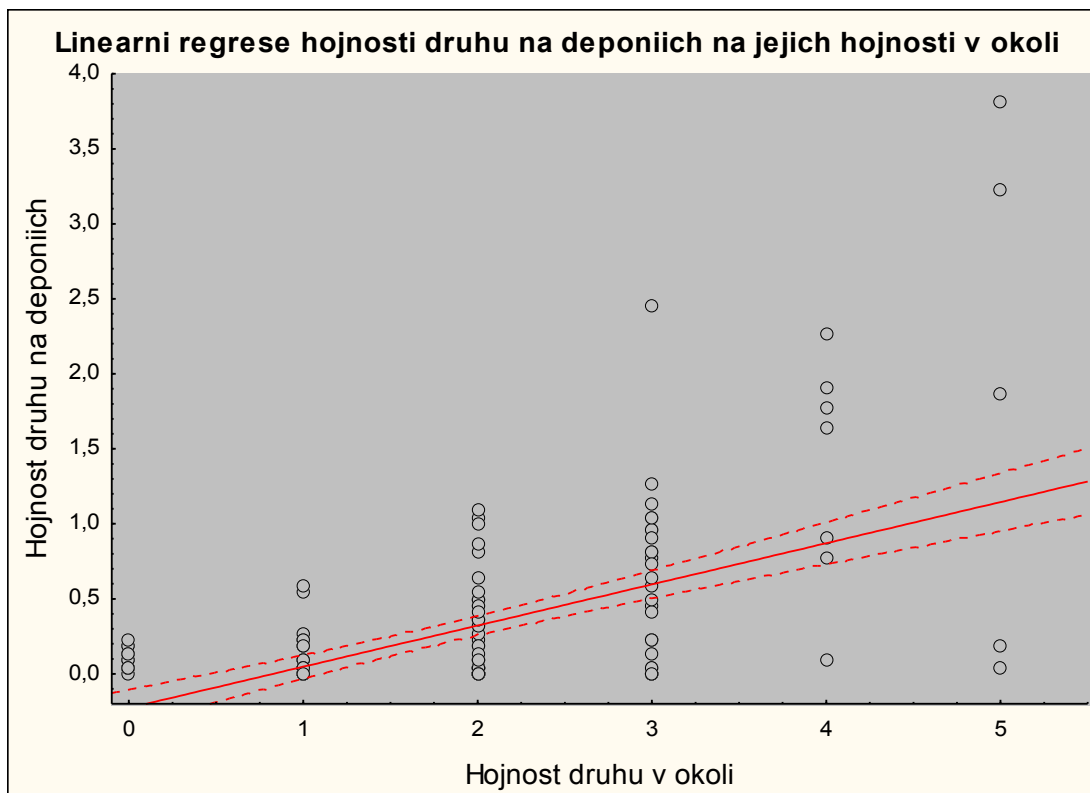
Č. deponie	Rok vzniku	Vzd. od břehu (m)	Vzd. od lesa (m)	Plocha (m ²)	Poč. druhů	Poč. dřevin
1	2001	6	25	175,84	26	7
2	2001	12	67	376,8	39	9
3	2001	9	112	412,13	32	10
4	2001	9	160	226,08	29	10
5	2001	55	191	376,8	40	10
6	2001	9	208	412,13	41	9
7	2001	5	258	336,77	36	5
8	2001	12	302	129,53	33	5
9	2001	51	328	150,72	33	7
10	2001	7	354	274,75	28	1
11	2001	9	399	175,84	21	1
12	2001	9	442	259,05	23	1
13	2001	60	476	86,35	15	0
14	1979	5	418	671,18	35	9
15	1979	10	374	800,7	32	12
16	1979	12	329	588,75	25	8
17	1979	7	288	381,51	39	10
18	1979	9	243	351,68	33	7
19	1979	10	201	345,4	32	8
20	1979	6	156	445,1	38	9
21	1979	7	109	296,73	44	6
22	1979	5	59	376,8	34	8
23	?	227	316	796	37	10

Závislost počtu druhů na ploše deponie (*species - area relationship*) jsem proložil regresní přímkou ($p = 0,006$; $r^2 = 0,308$; $F = 9,358$). Počet druhů přítomných na deponii se zvyšoval s její rostoucí plochou (obr. č. 1).



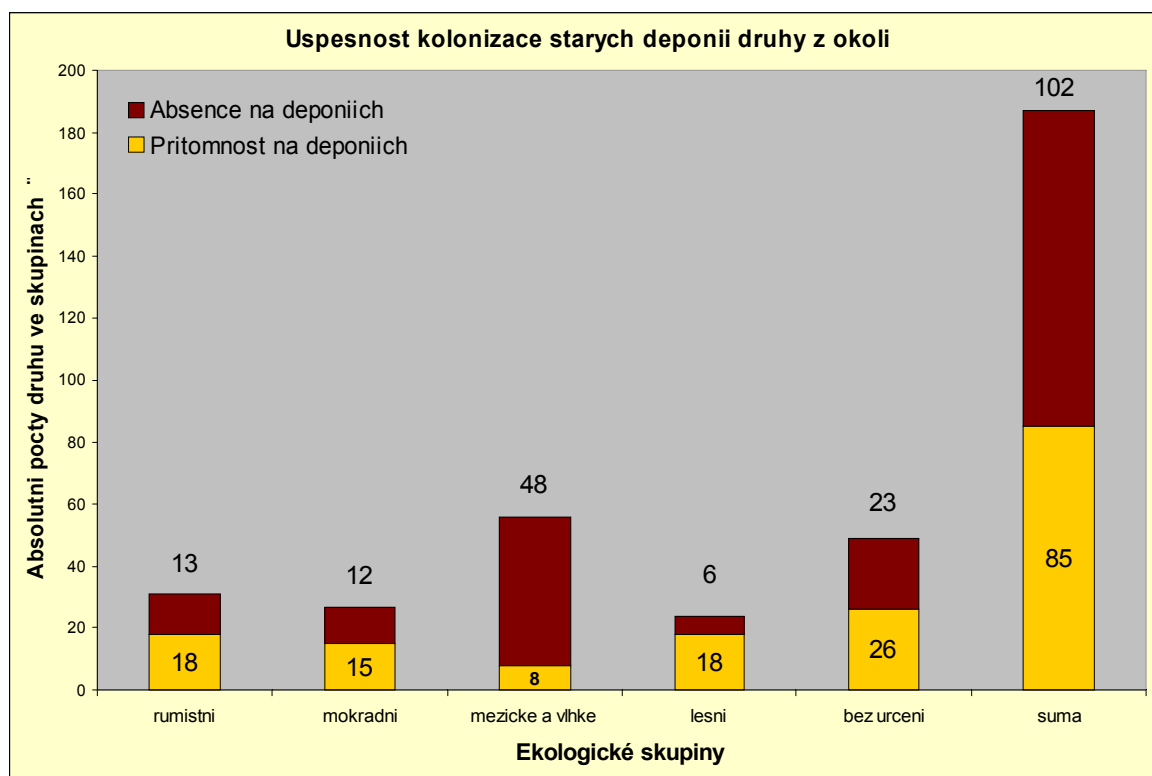
Obr. č. 1: Závislost počtu druhů na ploše deponie (*species - area relationship*): ($p = 0,006$; $r^2 = 0,308$; $F = 9,358$). Test signifikance ($\alpha = 0,05$) byl statisticky průkazný. Rovnice lineární regrese: $y = 0,88 + 0,25 * x$. Do analýzy jsem zahrnul také ostrůvek v severní části Krvavého rybníka (deponie č. 23).

Průkazný test signifikance ($p = 1 \cdot 10^{-6}$; $r^2 = 0,3143$; $F = 136,44$) lineární regrese hojnosti druhů na deponiích a v okolí (obr. č. 2) ukazuje, že s rostoucí abundancí druhu v okolí se zvyšuje hojnost druhu na deponii. Úspěšnost kolonizace mladých deponií pravděpodobně nesouvisí s příslušností druhů k ekologické skupině (Pearson Chi-square: 2,72709; $df = 4$; $p = 0,6$).



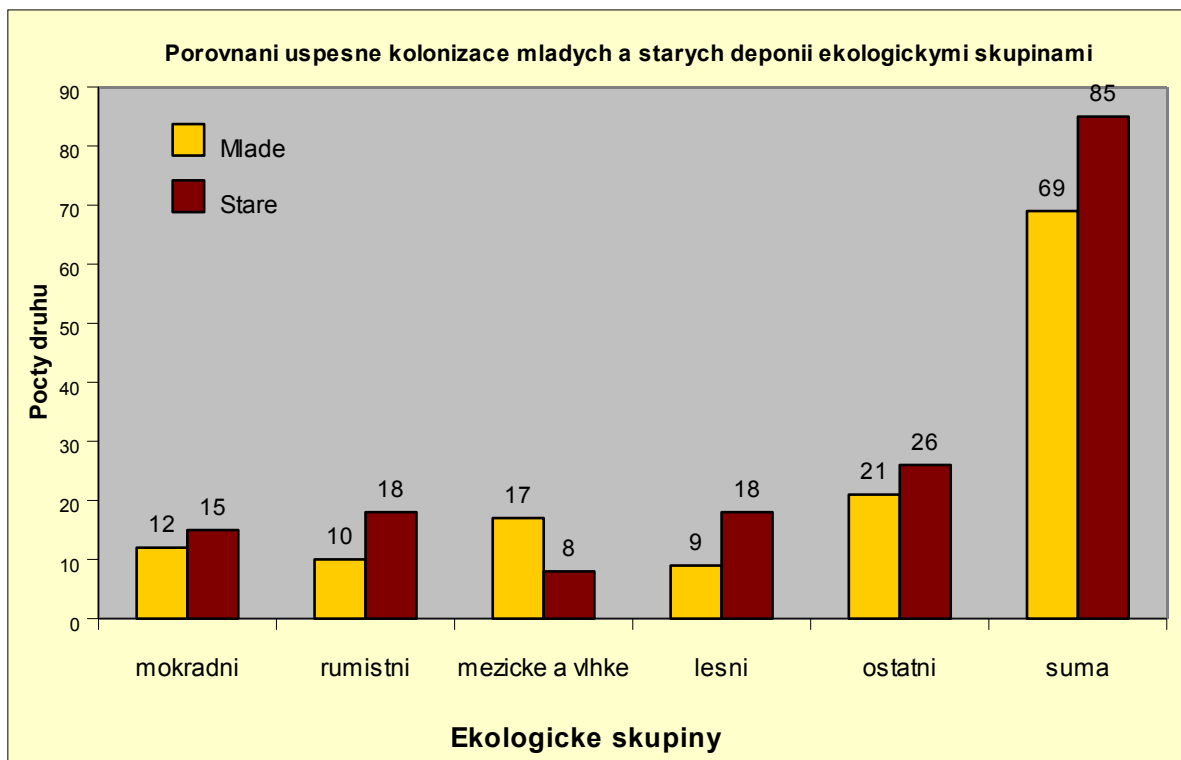
Obr. č. 2: Lineární regrese hojnosti druhu na deponiích na jejich hojnosti v okolí: ($p = 1 \cdot 10^{-6}$; $r^2 = 0,3143$; $F = 136,44$). Test signifikance ($\alpha = 0,05$) byl statisticky průkazný. Hojnost druhu na deponiích jsem vypočetl jako podíl sumy hojnosti druhu na deponiích a počtu deponií. Rovnice lineární regrese: $y = -0,23 + 0,27 \cdot x$.

Na starých deponiích hraje příslušnost k ekologické skupině významnější úlohu (Pearson Chi-square: 34,64; df = 4; p = 1*10⁻⁶). Kladnou vazbu se starými deponiemi vykazovaly druhy lesní, zatímco druhy mezických a vlhkých luk se projevovaly vazbou zápornou (obr. č. 3).



Obr. č. 3: Úspěšnost kolonizace starých deponií druhy z okolí: (Pearson Chi-square: 34,64 ; df = 4; p = 1*10⁻⁶). Test signifikance ($\alpha = 0,05$) byl statisticky průkazný. Druhy jsem zařadil do ekologických skupin dle ELLENBERG et al. (1991). Kladnou vazbu se starými deponiemi vykazovaly druhy lesní, naopak druhy mezických a vlhkých luk měly vazbu zápornou.

Porovnání úspěšné kolonizace mladých a starých deponií ekologickými skupinami nebylo statisticky signifikantní (**Pearson Chi-square: 7,81; df = 4; p = 0,098**). Přesto je graf pro ilustraci uveden (obr. č. 4).



Obr. č. 4: Porovnání úspěšné kolonizace mladých a starých deponií ekologickými skupinami (Pearson Chi-square: 7,81; df = 4; p = 0,098). Test signifikance ($\alpha = 0,05$) nebyl statisticky průkazný.

3.2. Ordinační analýzy

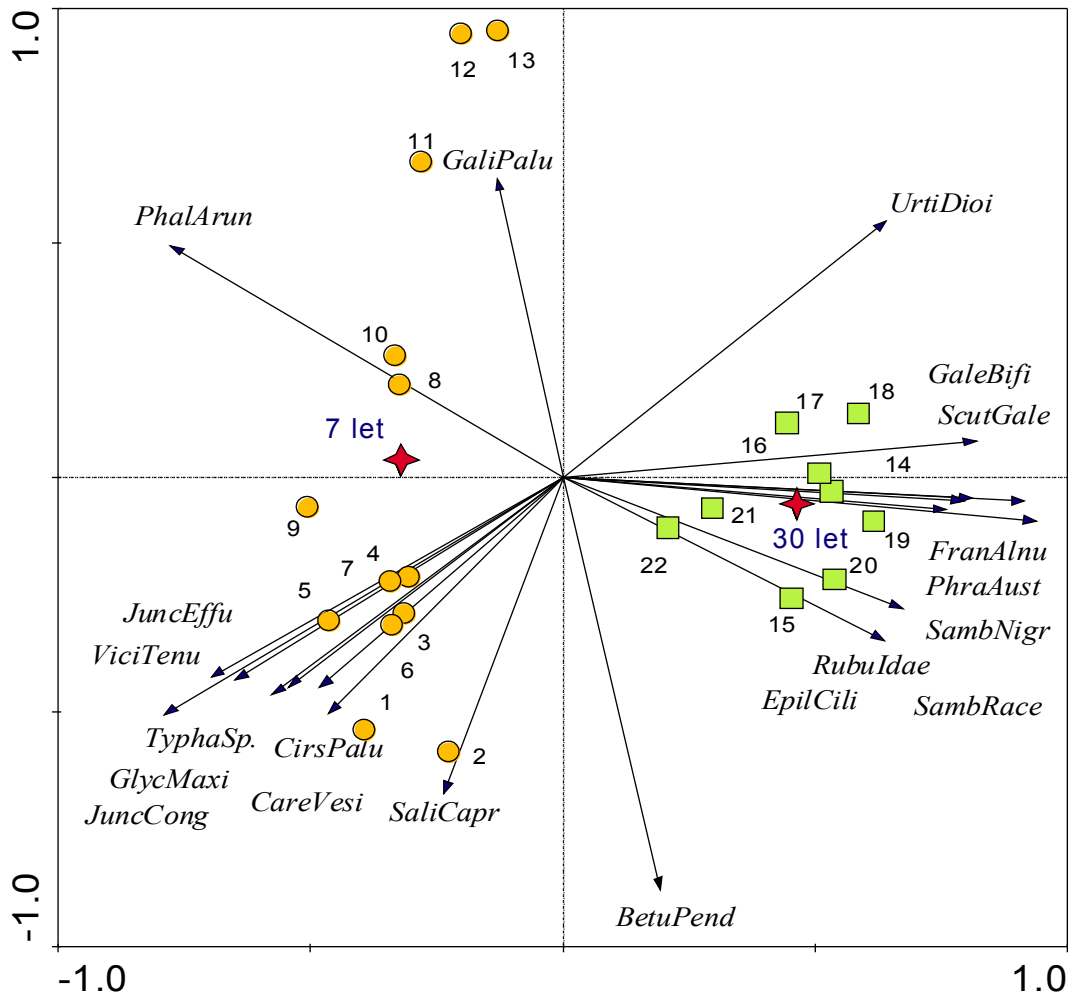
V neomezené lineární ordinační metodě (PCA) jsou deponie v grafu (obr. č. 5) promítnuty do dvou jasně oddělených skupin podél horizontální ordinační osy. Stáří deponií jsem do diagramu vykreslil dodatečně (*supplementary variable*). Pro zpřehlednění pozitivních a negativních korelací mezi druhy a vzorky jsem vyobrazil 20 druhů, které nejlépe fitovaly ordinační model.

V ordinačním diagramu se objevuje skupina silně pozitivně korelovaných druhů s deponiemi ze 70. let. Patří mezi ně čtyři keře (*Sambucus nigra*, *Sambucus racemosa*, *Rubus idaeus*, *Frangula alnus*) a několik bylinných druhů (*Epilobium ciliatum*, *Scutellaria galericulata*, *Galeopsis bifida*).

S mladými deponiemi pozitivně korelovaly druhy typické pro příbřežní vegetaci (*Typha* sp., *Glyceria maxima*, *Juncus effusus*, *Juncus conglomeratus*). Mladé deponie nejdále od lesa zarůstaly druhem *Phalaris arundinacea*. Míry vysvětlitelnosti jednotlivých ordinačních os jsou uvedeny v tabulce č. 2.

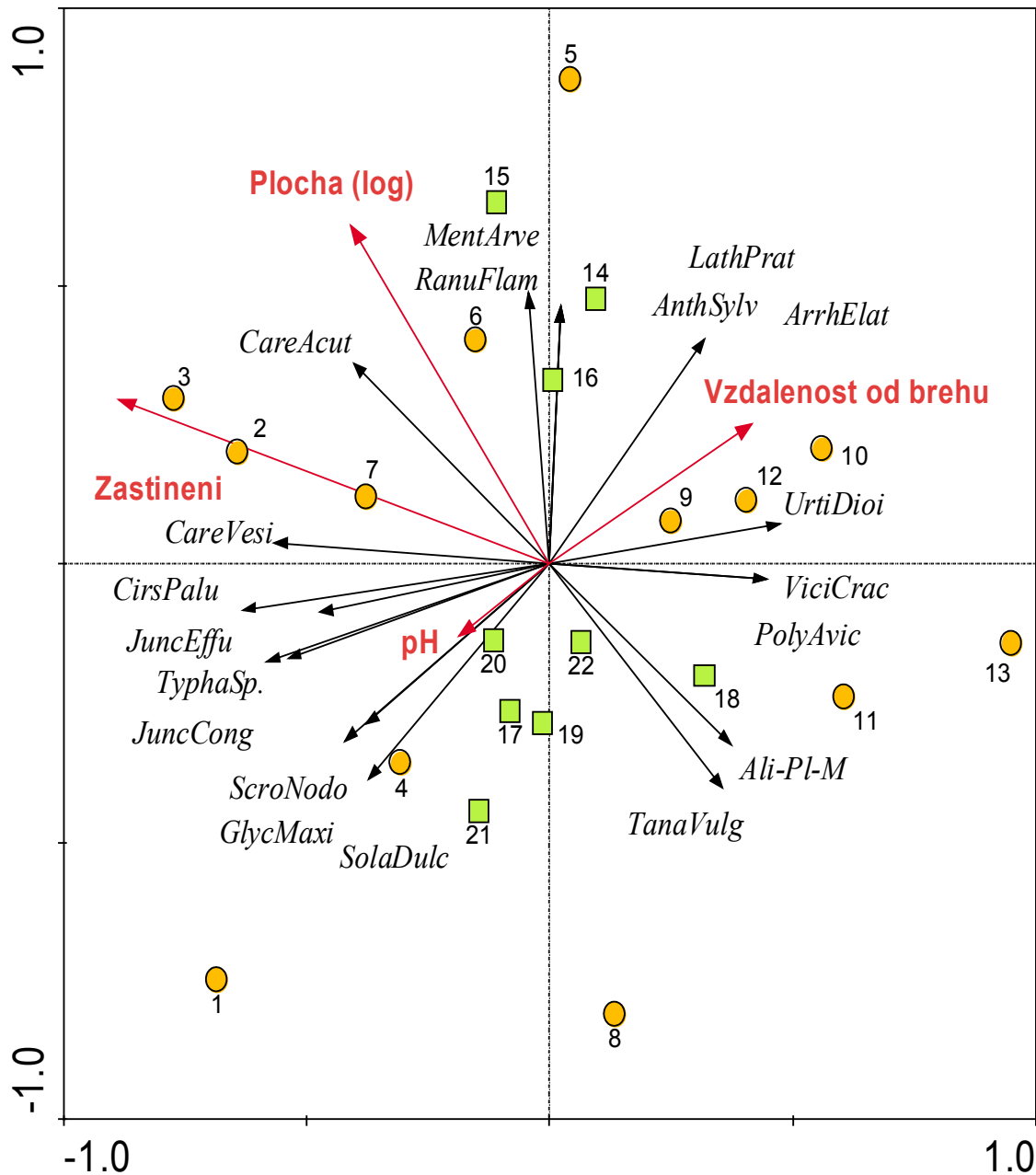
Tab. č. 2 – Výsledky neomezené lineární ordinační metody (PCA): V tabulce jsou zobrazeny první čtyři ordinační osy. Míra vysvětlitelné druhové variability na deponiích je za pomoci čtyř nejlépe fitujících ordinačních os 70 %.

Ordinační osa	1	2	3	4	Σ
Hodnota vysvětlitelné variability	0,36	0,19	0,08	0,07	0,7



Obr. č. 5: Neomezená lineární ordinační metoda PCA: Okrovými kolečky jsou znázorněny deponie vzniklé v roce 2001, zelenými čtverci jsou vyobrazeny deponie vzniklé roku 1979. Číslo deponií znamená jejich pořadí (viz tab. č. 1). Stáří deponií bylo zobrazeno v grafu červenými hvězdami jako dodatečná proměnná (*supplementary variable*).

RDA - Ordinačním modelem se všemi nashromážděnými charakteristikami prostředí (Monte-Carlo permutační test: $F = 2,02$; $p = 0,002$) jsem dokázal vysvětlit 19,1 % druhové variability bylinného patra na deponiích. Dřeviny jsem z ordinace vyloučil a jako další vysvětlující proměnnou dodal zastínění bylinného patra. Pro odstranění vlivu stáří deponií, bylo stáří deponií použito jako kovariáty. Pro zpřehlednění ordinačního diagramu (obr. č. 6) jsem vykreslil 19 druhů, které ordinační model fitovaly nejlépe. Dva druhy ostříc (*Carex vesicaria*, *Carex acuta*) pozitivně korelují se zastíněním a plochou ostrova. Se zvyšující se vzdáleností deponie od břehu pozitivně korelují *Urtica dioica* a *Arrhenatherum elatius*. Negativně na vzdálenost deponie od břehu reagují druhy příbřežní (*Typha* sp., *Glyceria maxima*, *Juncus effusus*, *Juncus conglomeratus*).



Obr. č. 6: Omezená lineární ordinační metoda RDA pro bylinné patro: (Monte-Carlo permutační test: $F = 2,02$; $p = 0,002$). Modelem se všemi charakteristikami prostředí jsem dokázal vysvětlit 19,1 % druhové variability bylinného patra na deponiích. Okrovými kolečky jsou znázorněny deponie vzniklé v roce 2001, zelenými čtverci jsou vyobrazeny deponie vzniklé roku 1979. Jako kovariáty bylo užito stáří deponií. Dřeviny jsem z RDA vyloučil.

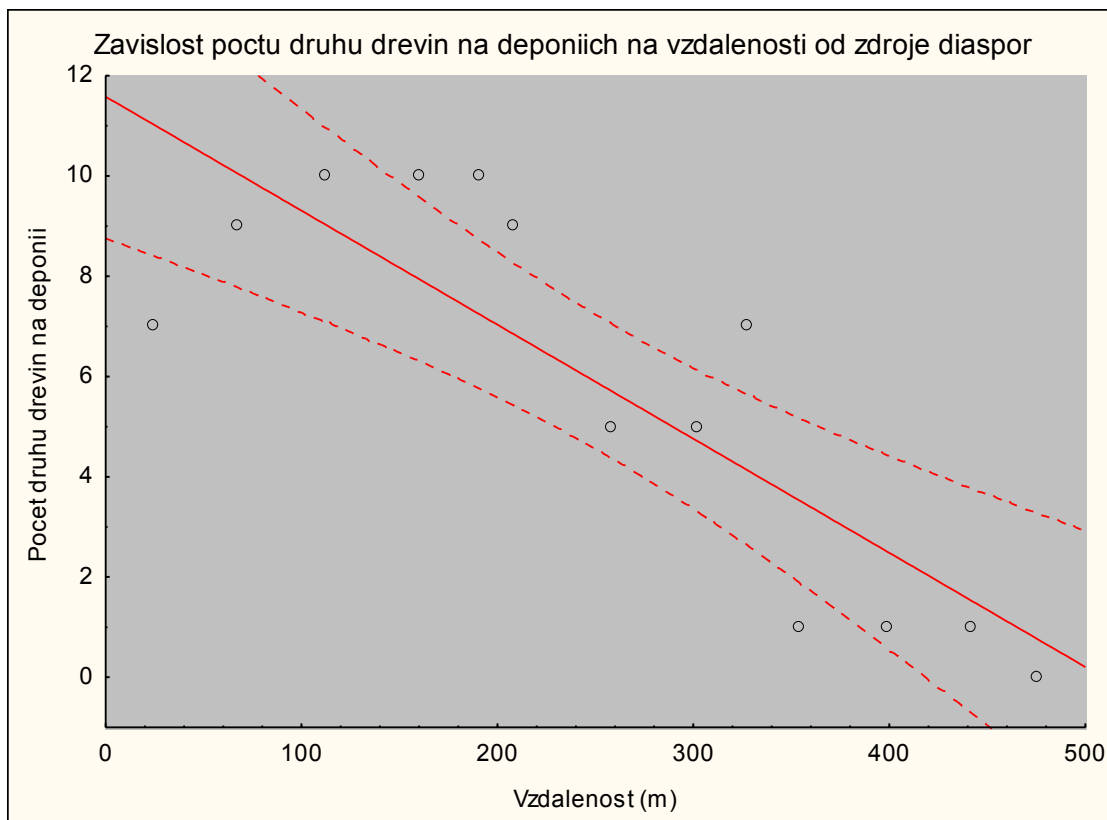
3.3. Dřeviny

Počty druhů dřevin na jednotlivých deponiích jsou uvedeny v tabulce číslo 1. Dřeviny a jejich disperzní typ jsou uvedeny v tabulce č. 3.

Tab. č. 3 – Druhy dřevin na deponiích a jejich disperzní typ: Data jsou převzata z databáze BIOPOP (POSCHLOD et al. 2003). Pokud byl druh schopen více typů disperze, zařadil jsem ho do polychorní disperzní skupiny. Druh musel mít více než 70% uvedených záznamů v určitém disperzním typu, aby byl do disperzní kategorie zařazen. Záznamy o disperzním typu nebyly uvedeny u keře *Spiraea salicifolia*. Z analýz jsem ho vyloučil.

Latinský název druhu	Disperzní typ
<i>Alnus glutinosa</i>	Polychorie
<i>Betula pendula</i>	Polychorie
<i>Corylus avellana</i>	Dysochorie
<i>Frangula alnus</i>	Polychorie
<i>Picea abies</i>	Polychorie
<i>Pinus sylvestris</i>	Polychorie
<i>Populus tremula</i>	Anemochorie
<i>Prunus avium</i>	Endozoochorie
<i>Prunus padus</i>	Endozoochorie
<i>Pyrus communis</i>	Endozoochorie
<i>Quercus robur</i>	Dysochorie
<i>Ribes nigrum</i>	Endozoochorie
<i>Rubus fruticosus agg.</i>	Endozoochorie
<i>Rubus idaeus</i>	Endozoochorie
<i>Salix aurita</i>	Anemochorie
<i>Salix caprea</i>	Anemochorie
<i>Salix cinerea</i>	Anemochorie
<i>Salix viminalis</i>	Anemochorie
<i>Sambucus nigra</i>	Endozoochorie
<i>Sambucus racemosa</i>	Endozoochorie
<i>Sorbus aucuparia</i>	Endozoochorie
<i>Spiraea salicifolia</i>	?

Z lineární regrese (obr. č. 7) vyplývá, že druhová bohatost dřevin na mladých deponiích klesá s rostoucí vzdáleností od lesa ($p = 0,0003$; $r^2 = 0,71$; $F = 26,4$). Na starých deponiích podobný trend nebyl statisticky průkazný ($p = 0,10$; $F = 3,48$).

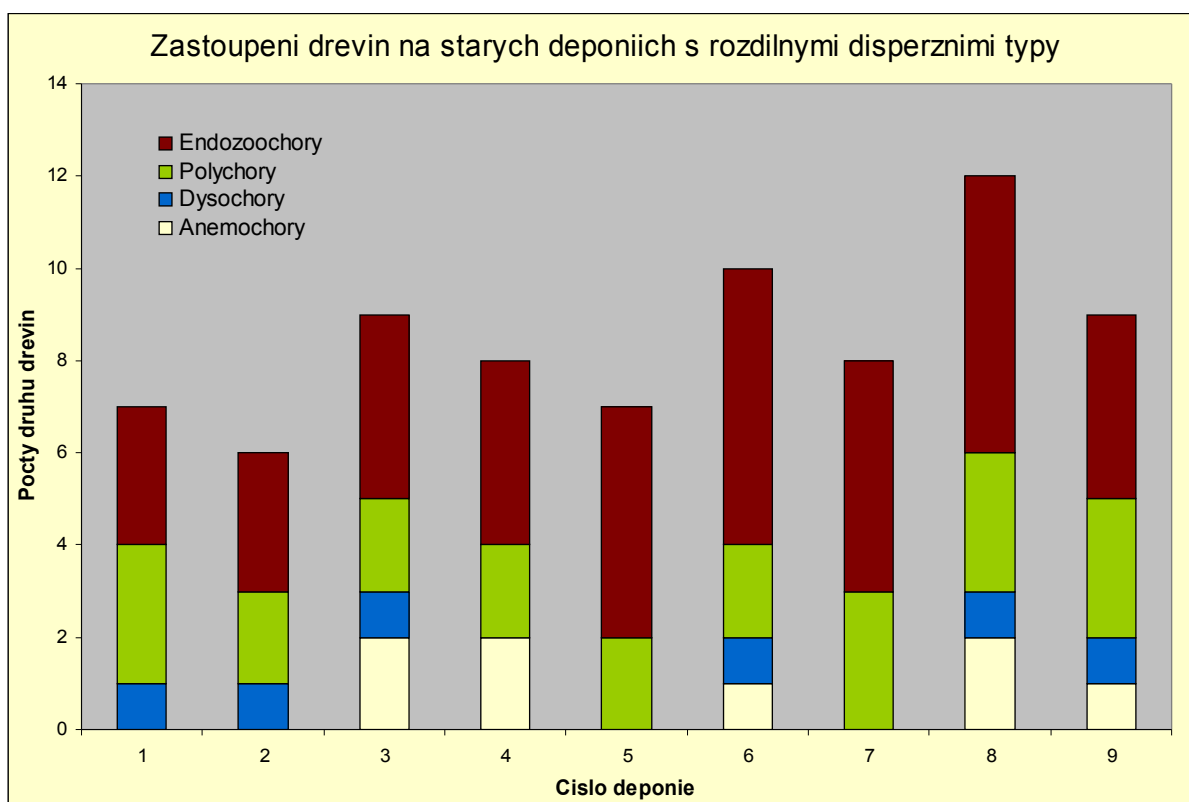


Obr. č. 7 – Lineární regrese počtu druhů dřevin na mladých deponiích v závislosti na vzdálenosti od hlavního zdroje diaspor: ($p = 0,0003$; $r^2 = 0,71$; $F = 26,4$). Test signifikance ($\alpha = 0,05$) byl statisticky průkazný. Rovnice lineární regrese: $y = 11,5826 - 0,0227 * x$.

Úspěšnost kolonizace starých deponií však závisela na disperzním typu dřeviny (**Kruskal -Wallis - $H = 53,33$; $p = 1 \cdot 10^{-6}$**). Následné mnohonásobné porovnání ukazuje na statisticky neprůkaznou rozdílnost v úspěšnosti šíření mezi druhy anemochorními a polychorními. Ostatní disperzní typy se mezi sebou na starých deponiích statisticky významně lišily. Výsledky shrnuje tabulka číslo 4. Obrázek číslo 8 zobrazuje zastoupení dřevin na starých deponiích s rozdílnými disperzními typy. Nejvíce jsou zastoupeny druhy endozoochorní a polychorní, naopak druhy anemochorní a dysochorní se na starých deponiích objevovaly nepoččetně.

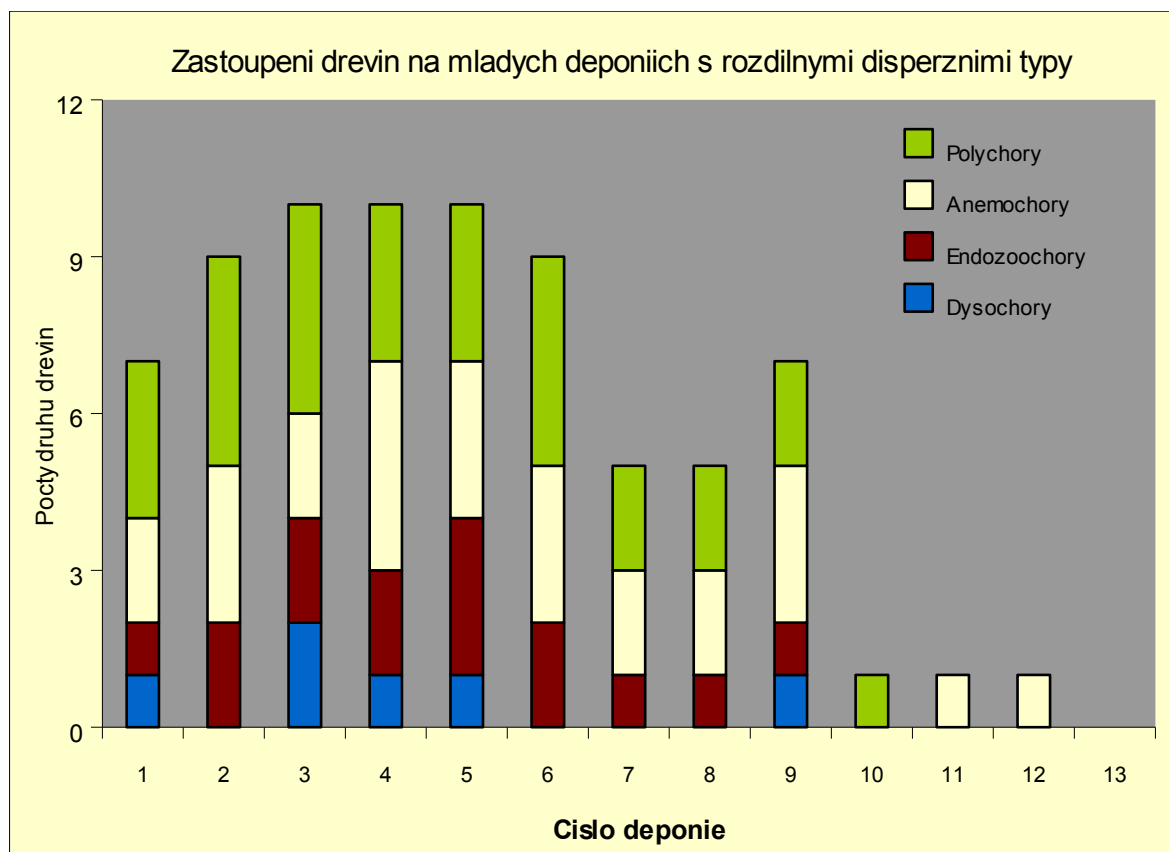
Tab. č. 4 – Mnohonásobné porovnání různých disperzních typů na starých deponiích: (Kruskal -Wallis - $H = 53,33$; $p = 1 \cdot 10^{-6}$). Mnohonásobné porovnání ukazuje na statisticky neprůkaznou rozdílnost v úspěšnosti šíření mezi druhy anemochorními a polychorními. Ostatní disperzní typy se mezi sebou na starých deponiích statisticky významně lišily.

x	Polychorie	Anemochorie	Endozoochorie	Dysochorie
Polychorie	x	-	-	-
Anemochorie	0,23	x	-	-
Endozoochorie	0,01	$1 \cdot 10^{-6}$	x	-
Dysochorie	$1 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-6}$	0,02	x



Obr. č. 8 – Zastoupení dřevin na starých deponiích s rozdílnými disperzními typy. Deponie jsou číslovány od lesa (viz příloha č. 3), kdy deponie číslo 1 je nejbližší k lesu.

Obrázek číslo 9 zobrazuje zastoupení dřevin na mladých deponiích s rozdílnými disperzními typy. Nejvíce jsou zastoupeny druhy polychorní a anemochorní, naopak druhy endozoochorní a dysochorní se na mladých deponiích objevovaly nepoččetně.



Obr. č. 9 – Zastoupení dřevin na mladých deponiích s rozdílnými disperzními typy. Pořadí deponií odpovídá číslům deponií v tab. č. 1.

4. Diskuse

Výzkumu sukcese vegetace na rybníčních deponiích je přikládána malá pozornost, ačkoli malé ostrovy (v řádech 100 m²) jsou hodnotnými místy pro studium změn ve vegetaci, jelikož v porovnání s velkými ostrovy potřebují kratší časové rozmezí pro objektivní zhodnocení probíhajících procesů (PANITSA et al. 2008). Přesto existují studie, které se na uměle vytvořené rybníční ostrůvky zaměřují (REJMÁNEK & REJMÁNKOVÁ 2002). „Ostrovní systém“ Krvavého rybníka poskytuje potenciál ke zkoumání variability sukcesních změn na deponiích v závislosti na charakteristikách deponií, vzdálenosti zdrojů diaspor a složení vegetace v okolí deponií.

Na základě lineárních regresí (obr. č. 1 a 2), které se zaměřovaly na deponie a jejich okolí jako celek, mohu tvrdit, že druhová diverzita deponií pozitivně koreluje s velikostí deponie a hojnost druhu na deponiích pozitivně koreluje s hojností stejného druhu vyskytujícího se v okolí.

Když jsou zkoumány změny v zastoupení druhů během sukcese, je nezbytné nenahlížet na každou vlastnost zvlášť, nýbrž se také zaměřit na soubory vlastností, které skupiny druhů charakterizují (RYDIN & BORGEGÅRD 1991). Proto jsem druhy rozdělil do několika skupin dle ekologických vlastností a předpokládal jsem, že jednotlivé ekologické skupiny budou kolonizovat mladé a staré deponie různou měrou. Na mladých deponiích jsem tento trend nepotvrdil. Ačkoli jsou mladé deponie hojně kolonizované, zvláště druhy příbřežními (např. *Typha* sp., *Glyceria maxima*, *Juncus conglomeratus*, *Juncus effusus*), zásadní roli zde hraje druh *Phalaris arundinacea*, který zarůstá mladé deponie a vytlačuje kompetičně slabší druhy. To má za následek snížení druhové bohatosti mladých deponií důsledkem kompetičně silného druhu. Tyto výsledky se shodují s jedinou srovnatelnou studií (REJMÁNEK & REJMÁNKOVÁ 2002).

Stanoviště s převahou jednoho kompetičně silného druhu, se stávají obtížně kolonizovatelné i pro druhy, které by mohly tomuto druhu konkurovat, jelikož původní druh silným zastíněním a značnou pokryvností postupně vykompetuje všechny konkurenty nebo jim ani nedovolí uchycení. Takováto stanoviště se mohou zastavit v určitém bodě sukcese i na několik desetiletí a jejich druhová diverzita rapidně klesá (NIERING & EGLER 1955).

Deponie č. 10-13 jsou prakticky bez dřevin a bohatě zarůstají druhem *Phalaris arundinacea*, který pravděpodobně dokázal pozastavit sukcesní změny. Dalším možným vysvětlením je odlehlost deponií, neboť z lineární regrese (obr. č. 7) vyplývá, že počet druhů dřevin na mladých deponiích negativně koreluje se vzdáleností deponií od lesa.

Na starých deponiích hraje příslušnost k ekologické skupině statisticky významnější úlohu. Kladnou vazbu se starými deponiemi vykazovaly druhy lesní, zatímco druhy mezických a vlhkých luk se projevovaly vazbou zápornou (obr. č. 3). Je patrné, že staré deponie jsou již bohatě zarostlé dřevinami, což dává větší možnost uchycení lesním druhům. Na druhou stranu, v okolí se bohatě vyskytující druhy mezických a vlhkých luk se na starých deponiích uchycují poměrně špatně (8 z 56).

S vývojem keřového a stromového patra se logicky zvyšuje zastínění patra bylinného. To negativně koreluje s počtem určitých skupin druhů na ostrově. Na druhou stranu se na ostrovech zvyšuje habitatová diverzita, která umožňuje uchycení druhů odlišných stanovišť, což druhovou diverzitu zvyšuje (NILSSON & NILSSON 1978). Tento trend je patrný i na starých deponiích, kde byla habitatová diverzita větší než na mladých deponiích. Břeh byl strmější, tím pádem více vystaven vlnám, které způsobovaly erozi břehu starých deponií, což vytvářelo nová stanoviště. Zároveň se zvyšovalo zastínění centrální části starých deponií, kde se mohly uchycovat druhy stínomilné.

Porovnání úspěšné kolonizace ekologických skupin mezi mladými a starými deponiemi nebylo statisticky signifikantní (obr. č. 4). V okolí deponií při břehu jsem našel typicky vodní druhy (*Alisma plantago-aquatica*, *Oenanthe aquatica*, *Potamogeton natans*). Staré deponie byly kolonizovány 85 druhy z okolí, mladé deponie 69. Na deponiích se vyskytovaly i druhy, které jsem v okolí nenalezl. Na mladých deponiích jsem zaznamenal 3 druhy (*Lathyrus sylvestris*, *Eleocharis palustre* a *E. ovata*) a na starých 10 druhů (*Veronica officinallis*, *Senecio vulgaris*, *Rumex maritimus*, *Juncus bulbosus*, *Conyza canadensis*, *Carex bohémica*, *Prunus avium*, *Persicaria lapathifolia*, *Eleocharis ovata*, *Echinochloa crus-galli*). Celkově to byly druhy na deponiích nepočtené a jejich přítomnost bude spíše náhodná. Jde vidět, že i po 30 letech se na deponiích vyskytují především druhy z bezprostředního okolí.

V neomezené lineární ordinační metodě (PCA) jsou deponie v grafu (obr. č. 5) promítnuty do dvou jasně oddělených skupin podél horizontální ordinační osy. Tato 1. ordinační osa pravděpodobně představuje časovou osu. V ordinačním diagramu se objevuje skupina silně pozitivně korelovaných druhů s deponiemi ze 70. let. Patří mezi ně čtyři keře (*Sambucus nigra*, *Sambucus racemosa*, *Rubus idaeus*, *Frangula alnus*) a několik bylinných druhů (*Epilobium ciliatum*, *Scutellaria galericulata*, *Galeopsis bifida*).

S mladými deponiemi pozitivně korelovaly druhy typické pro příbřežní vegetaci (*Typha* sp., *Glyceria maxima*, *Juncus effusus*, *Juncus conglomeratus*). Druh *Betula pendula* se vyskytoval hojně téměř na všech deponiích, vyjma deponií č. 10-13, kam se pravděpodobně zatím nedostal díky jejich izolovanosti. Jedinou pozitivně korelující dřevinou s většinou mladých deponií je druh *Salix caprea*, který je světlomilným druhem s malými, lehkou šířitelnými anemochorickými semeny. Jedná se o raně sukcesní druh, který s postupující sukcesí ustupuje kompetičně silnějším dřevinám.

Na deponiích se vyskytovaly dřeviny anemochorní, dysochorní, endozochorní a polychorní (více v tab. č. 3). Z lineární regrese (obr. č. 7) vyplývá, že druhová bohatost dřevin na mladých deponiích klesá s rostoucí vzdáleností od lesa jako hlavního zdroje diaspor. Na starých deponiích podobný trend nebyl statisticky průkazný, z čehož vyplývá, že i po sedmi letech možné kolonizace hraje stále významnou roli vzdálenost od hlavního zdroje diaspor. S postupujícím stářím deponií vzdálenost od zdroje diaspor pro dřeviny postupně ztrácí důležitost. Naopak jako významný faktor kolonizace starých deponií se ukazuje disperzní typ dřeviny. Na starých deponiích se nejčastěji vyskytovaly druhy endozochorní. Nejčastějším šířitelem endozochorních dřevin na staré deponie byli ptáci. Zdá se, že mladé deponie v budoucnu nebudou obsahovat tolik endozochorních dřevin, neboť v porovnání se starými deponiemi nejsou pro ptáky dostatečně atraktivní. Jsou plošně menší a nedosahují takového počtu úkrytů jako deponie staré.

Staré deponie byly nejčastěji kolonizovány endozochorními druhy, následované druhy polychorními. Druhy dysochorní a anemochorní se vyskytovaly na starých deponiích nepočetně. Ukázalo se, že na starých deponiích disperzní typ dřeviny ovlivňuje úspěšné uchycení druhu z okolí (tab. č. 4). Statisticky se od sebe lišily všechny skupiny s rozdílnými disperzními typy, vyjma dvojice anemochorie – polychorie. To poukazuje spíše na povahu dat a malý počet dřevin v mnohonásobném porovnání. O disperzním typu dřeviny jsem se rozhodoval na základě údajů v databázi BIOPOP, kde jsou zaznamenány jen a pouze pozorované či naměřené údaje o disperzním typu dřeviny. To vyústilo v nutnost vytvořit polychorní disperzní typ, který je však těžko definovatelný a sdružuje druhy z pohledu disperze zcela odlišné. Např. do skupiny patří druh *Betula pendula* (malá, lehkou šířitelná semena) či *Frangula alnus* (plodem je peckovice vhodná k endozochorii).

5. Závěr

Druhová bohatost deponií se zvyšuje s jejich rozlohou a čím více je druh hojnější v okolí, tím více je hojnější na deponiích. Na starých deponiích míra uplatnění druhu souvisí s příslušností k ekologické skupině vymezené cenotickými jednotkami, u mladých deponií pravděpodobně ne. Z toho lze usuzovat na postupné rozlišování rostlinných společenstev na deponiích v průběhu času.

Druhová bohatost dřevin na mladých deponiích klesá s rostoucí vzdáleností od lesa jako hlavního zdroje diaspor. Tato závislost byla na starých deponiích, na rozdíl od těch mladších, statisticky neprůkazná. Míra uplatnění dřevin na starých deponiích závisí na disperzním typu dřeviny. Nejhojněji se na starých deponiích vyskytovaly druhy endozochorní.

6. Seznam použité literatury

- AGENTURA OCHRANY PŘÍRODY A KRAJINY (AOPK) (2007): Plán péče pro přírodní rezervaci Krvavý a Kačležský rybník na období 1.1. 2008 – 31.12. 2017. Krajský úřad Jihočeského kraje, České Budějovice.
- ALBRECHT J. et al. (2003): Českobudějovicko. In: Mackovčín P., Sedláček M. (eds.): Chráněná území ČR, svazek VIII. AOPK ČR a EkoCentrum Brno, Praha.
- BAZZAZ F. A. (1979): The physiological ecology of plant succession. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 10: 351-371.
- BEGON M., HARPER J. L., TOWNSEND C. R. (1997): Ecology: individuals, populations and communities. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- CONNELL J. H., SLATYER R. O. (1977): Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The American Naturalist* 111: 1119-1144.
- DESHAYE J., MORISSET P. (1988): Floristic richness, area, and habitat diversity in a hemiarctic archipelago. *Journal of Biogeography* 15: 747-757.
- EGLER F. E. (1954): Vegetation science concepts I. Initial floristic composition, a factor in old-field vegetation development. *Vegetatio* 4: 412-417.
- ELLENBERG H., WEBER H.E., DÜLL R., WIRTH V., WERNER W., PAULISEN D. (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18: 1-248.
- FRIDRIKSON S. (1987): Plant colonization of a volcanic island, Surtsey, Iceland. *Arctic and Alpine Research* 19: 425-431.
- GLENN-LEWIN D. C. PEET R. K., VEBLER T. T. (2002): Plant succession. Chapman & Hall, London.
- HARRISON R. D., BANJA R., THORNTON I. W. B., SHANAHAN M., YAMUNA R. (2001): Colonization of an island volcano, Long Island, Papua New Guinea, and an emergent island, Motmot, in its caldera lake. II. The vascular flora. *Journal of Biogeography* 28: 1311-1337.
- KADMON R., PULLIAM H. R. (1995): Effects of isolation, logging and dispersal on woody-species richness of islands. *Vegetatio* 116: 63-68.
- KELLY B. J., WILSON J. B., MARK A. F. (1989): Causes of the species – area relation: a study of islands in lake Manapouri, New Zealand. *Journal of Ecology* 77: 1021-1028.
- KENDER J. (2005): Návraty ke stromům, vodě a zemi aneb Deset let péče o krajinu domova. Program péče o krajinu MŽP, Praha.
- KENT M., COKER P. (1992): Vegetation description and analysis. A practical approach. Belhaven Press, London.

- KOHN D. D., WALSH D. M. (1994): Plant species richness – the effect of island size and habitat diversity. *Journal of Ecology* 82: 367-377.
- KÖCHY M., RYDIN H. (1997): Biogeography of vascular plants on habitat islands, peninsulas and mainlands in an east-central Swedish agricultural landscape. *Nordic Journal of Botany* 17: 215-223.
- KUBÁT K., HROUDA L., CHRTEK J. jun., KAPLAN Z., KIRSCHNER J., ŠTĚPÁNEK J. [eds.] (2002): Klíč ke květeně České republiky. Academia, Praha.
- LUKEN J. O. (1990): Directing ecological succession. Chapman & Hall, London.
- MILES J., WALTON D. W. H. (1993): Primary succession on land. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- MORAL R. DEL, ECKERT A. J. (2005): Colonization of volcanic deserts from productive patches. *American Journal of Botany* 92: 27-36.
- MORRISON L. W. (2003): Plant species persistence and turnover on small Bahamian islands. *Oecologia* 136: 51-62.
- NIERING W.A., EGLER F. E. (1955): A shrub community of *Viburnum lentago*, stable for twenty-five years. *Ecology* 36: 356-360.
- NILSSON S. G., NILSSON I. N. (1978): Species richness and dispersal of vascular plants to islands in lake Möckeln. *Ecology* 59: 473-480.
- PANITSA M., TZANOUDAKOIS D., SFENTHOURAKIS S. (2008): Turnover of plants on small islets of the eastern Aegean Sea within two decades. *Journal of Biogeography* 35: 1049-1061.
- POSCHLOD P., KLEGER M., JACKEL A. K., DANNEMANN A., TACKENBERG O. (2003): BIOPOP – A database of plant traits and internet application for nature conservation. *Folia Geobotanica* 38: 263-271.
- PUTTEN W. H. VAN DER, MORTIMER S. R., HEDLUND K., DIJK C. VAN, BROWN V. K., LEPŠ J., RODRIGUEZ-BARRUECO C., ROY J., DIAZ LEN T. A., GORMSEN D., KORTALS G. W., LAVOREL S., SANTA REGINA I., SMILAUER P. (2000): Plant species diversity as a driver of early succession in abandoned fields: a multi site approach. *Oecologia* 124: 91-99.
- REJMÁNEK M., REJMÁNKOVÁ E. (2002): Biogeography of artificial islands: effects of age, area, elevation, and isolation on plant species richness. *Preslia* 74: 307-314.
- RODEN C. M. (1998): Persistence, extinction and different species pools within the flora of lake islands in western Ireland. *Journal of Biogeography* 25: 301-310.
- RYDIN H., BORGEGÅRD S.-O. (1991): Plant characteristics over a century of primary succession on islands: lake Hjälmaren. *Ecology* 72: 1089-1101.

SHAFFER G. P., SASSER CH. E., GOSSELINK J. G., REJMANEK M. (1992): Vegetation dynamics in the emerging Atchafalaya Delta, Louisiana, USA. *Journal of Ecology* 80: 677-687.

STORCH D., MIHULKA S. (2000): Úvod do současné ekologie. Portál, Praha.

THORNTON I. (2007): Island colonization. Cambridge University Press, New York.

WHITEHEAD D. R., JONES C. E. (1968): Small islands and the equilibrium theory of insular biogeography. *Evolution* 23: 171-179.

WHITTAKER R. J., BUSH M. B. (1993): Dispersal and establishment of tropical forest assemblages, Krakatoa, Indonesia. In: MILES J., WALTON D. W. H. (eds.), Primary succession on land, Blackwell Scientific Publications, Oxford, str. 147-160.

WHITTAKER R. J. (2000): Succession and complexity in island biogeography: are we asking the right questions?. *Global Ecology & Biogeography* 9: 75-85.

Internetové zdroje

<http://nahliznidokn.cuzk.cz/Mapa.aspx?typ=CR&id=0> - cit. 20. 12. 2009.

<http://www.mapy.cz/#mm=FP@x=134693440@y=132510912@z=> - cit. 5. 1. 2010.

MAC ARTHUR R. H., WILSON E. O. (1967): The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton.

<http://books.google.cz/books.id=a10cdkywhVgC&printsec=frontcover&dq=the+theory+of+island+biogeography&cd=1#v=onepage&q=&f=false> - cit. 25. 12. 2009.

7. Použitý software

MICROSOFT CORPORATION (1985 – 1999): Microsoft Excel 2003.

STATSOFT, INC. (1984 – 2005): STATISTICA for Windows ver. 7.1. Tulsa, USA.

ŠMILAUER P. (1999-2002): CanoDraw for Windows ver. 4.0. Centre for Biometry, Wageningen, CPRO-DLO, Wageningen, The Netherlands.

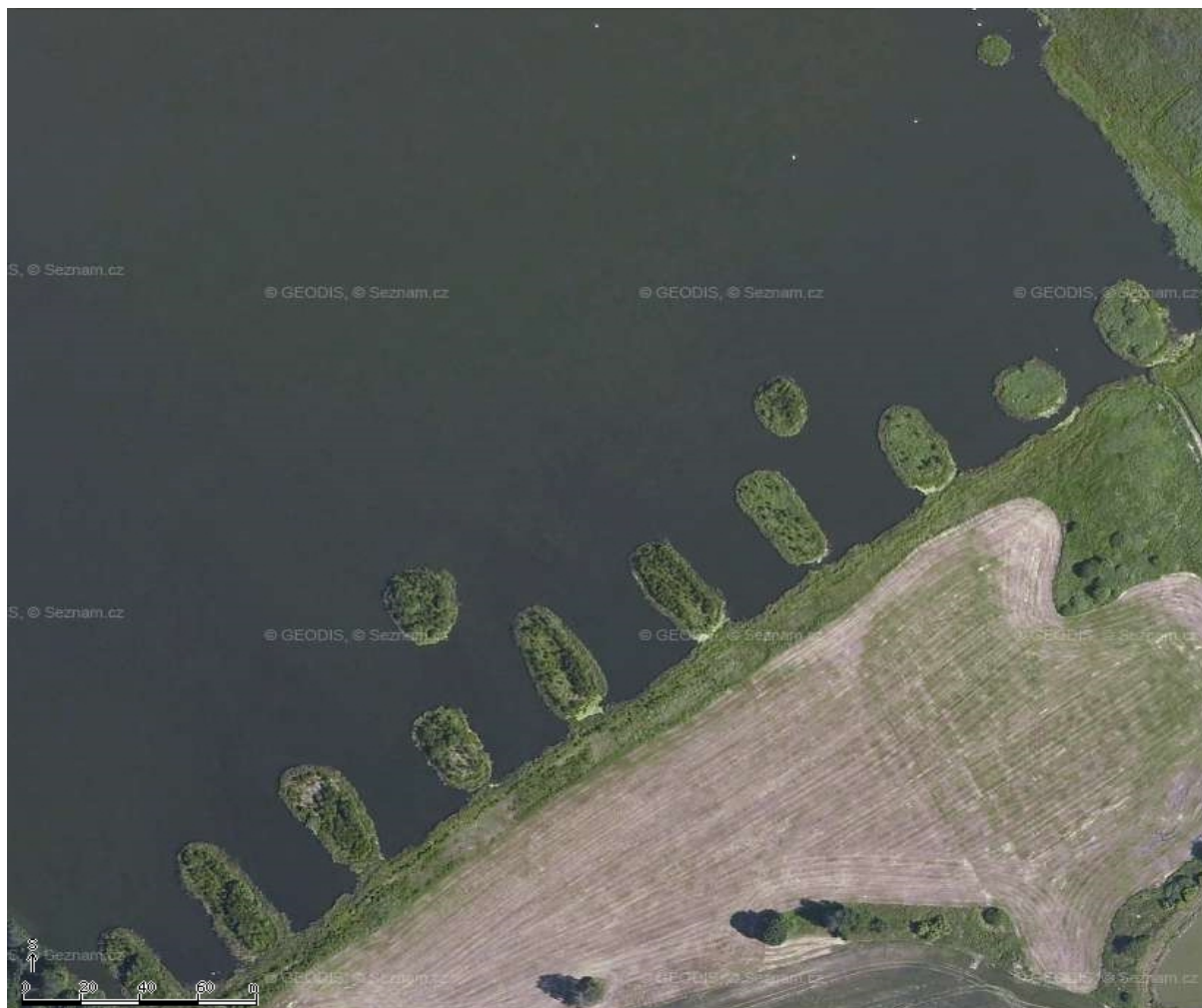
TER BRAAK C.J.F, ŠMILAUER P. (1997-2002): Canoco for Windows ver. 4.5. Centre for Biometry, Wageningen, CPRO-DLO, Wageningen, The Netherlands.

8. Přílohy

Příloha č. 1 – Ortofotomapa Krvavého rybníka: Celkový pohled na deponie Krvavého rybníka, které jsou situovány v jihovýchodní části rybníka. Ostrůvek v severní části rybníka jsem označil jako deponii číslo 23. (<http://www.mapy.cz/>)



Příloha č. 2 – Ortofotomapa deponií vzniklých v roce 2001 (deponie č. 1 – 13) na Krvavém rybníku (<http://www.mapy.cz/>).



Příloha č. 3 - Ortofotomapa devíti deponií vzniklých roku 1979 (deponie č. 14 – 22) na Krvavém rybníku (<http://www.mapy.cz/>).



**Příloha č. 4 - Pokryvnosti všech zaznamenaných druhů na 23 deponiích. Hodnoty r a +
jsem zaměnil za hodnoty 0,1 a 0,5.**

Lat. název druhu / č. deponie	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	
<i>Agrostis stolonifera</i>																			0,5					
<i>Achillea millefolium</i>							0,5																	
<i>Alisma plantago-aquatica</i>										0,1		0,1							0,1		0,1			
<i>Alnus glutinosa</i>	5	1	5	3	3	3	2	1						5	15									
<i>Alopecurus aequalis</i>																					0,1		0,1	
<i>Anthriscus sylvestris</i>					0,5				0,1		0,1	0,1	0,1											
<i>Arrhenatherum elatius</i>					0,1																			
<i>Artemisia vulgaris</i>														0,1										
<i>Athyrium filix - femina</i>														0,1			0,1							
<i>Betula pendula</i>	50	70	60	65	50	60	60	20	30	15				60	60	50	30	5	30	30	60	50	30	
<i>Bidens frondosa</i>					0,1					0,1			0,5	0,5		0,1			0,5		0,5			
<i>Calamagrostis epigejos</i>	20	30	5	20	20	35	15	30	20	30	10	1	0,5	5	15	20	15	30	5	5	10	25	3	
<i>Carex acuta</i>		1	5	0,5	5	10	1	1	0,5								0,1	1	0,5			0,1		
<i>Carex bohémica</i>																		0,1	0,1		0,1			
<i>Carex hirta</i>						1	1																	
<i>Carex nigra</i>																0,1								
<i>Carex ovalis</i>							0,5																	
<i>Carex vesicaria</i>	60	30	10	5	15	10	30	5	15	5	1	0,5					0,1	0,5						
<i>Cirsium arvense</i>		0,5			0,1			0,5		0,5	1	5				0,5			0,1					
<i>Cirsium palustre</i>	1	1	0,5	1	1	0,5	1	0,5	0,5	0,1		0,5				0,5	0,1	0,5	0,1	0,5	0,5		0,5	
<i>Conyza canadensis</i>																			0,5					
<i>Corylus avellana</i>			3																					
<i>Deschampsia cespitosa</i>		0,5			0,1	0,1	0,5		0,5	1				5	0,1				0,1					
<i>Dryopteris filix - mas</i>															0,1			0,1	0,1		0,5	0,1	5	
<i>Echinochloa crus-galli</i>																							0,1	
<i>Eleocharis ovata</i>																					0,1			
<i>Eleocharis palustris</i>						2	1																	
<i>Epilobium ciliatum</i>		0,5			0,5	0,5			0,5				0,1	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	1	1	0,5	0,5
<i>Epilobium hirsutum</i>		0,5	0,1		0,1	0,5		1		0,5	1			0,5	0,1	0,5	0,5	5	10	0,5		5	15	
<i>Fallopia convolvulus</i>																					0,5	0,1		
<i>Festuca rubra</i>																							1	
<i>Frangula alnus</i>														1	5	10	10	1	1	1	5	1	3	
<i>Galeopsis bifida</i>		0,5			0,5	0,1		0,1	0,1		0,1	1	0,5	5	1	1	3	5	10	1	1	0,5		
<i>Galeopsis tetrahit</i>						0,1																		
<i>Galium album</i>		0,5	0,5	1	0,5			5	5	10														
<i>Galium aparine</i>		0,1										5		0,1		0,5		0,5				0,1		
<i>Galium palustre</i>											1	1				0,1			0,1					
<i>Galium uliginosum</i>	0,1					0,1	0,1										0,1				0,5			
<i>Geum urbanum</i>														0,5	0,5									

Lat. název druhu / č. deponie	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
<i>Glyceria maxima</i>	10	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	1	0,5	0,1	0,5	1	0,5	1	3	10	5	10	0,5
<i>Holcus lanatus</i>							1																0,1
<i>Hypericum perforatum</i>						0,5	0,5	0,5	0,5	0,1													
<i>Chenopodium album agg.</i>													0,5		0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1			
<i>Impatiens noli-tangere</i>													0,1	0,5	0,5		1		5			0,5	
<i>Impatiens parviflora</i>																						0,1	
<i>Juncus articulatus</i>															0,5						0,1		
<i>Juncus bulbosus</i>																					0,1		0,5
<i>Juncus conglomeratus</i>	1	1	0,5	1		1		0,5	0,1	0,5													
<i>Juncus effusus</i>	1	1	0,5	1		1	1	0,5	1	1													
<i>Lathyrus pratensis</i>					0,5	0,5																	
<i>Lathyrus sylvestris</i>				0,5																			
<i>Linaria vulgaris</i>									0,1														
<i>Lotus corniculatus</i>		5																					
<i>Lycopus europaeus</i>		0,1	0,1		0,1		0,1		0,1			0,5	0,5		0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5			0,5
<i>Lychnis flos-cuculi</i>		0,1			0,5	0,5	0,5	0,5		0,1					0,1								
<i>Lysimachia nummularia</i>									0,5														
<i>Lysimachia vulgaris</i>	0,5	0,5	0,5	1	0,5	1	0,5	1	0,5	0,5	0,5	0,5		0,5	0,1	1		0,5	0,1		0,5	0,5	
<i>Lythrum salicaria</i>	0,5	0,5	0,5	0,1	0,5	0,1	0,1	0,5	0,5	0,5		0,5	0,5	0,1	0,1	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
<i>Mentha arvensis</i>					0,5																		
<i>Molinia caerulea</i>															1								
<i>Myosotis caespitosa</i>																			0,5		0,5		
<i>Myosotis palustris</i>						0,5																0,5	0,5
<i>Myosoton aquaticum</i>										0,1													
<i>Oenanthe aquatica</i>																			0,1		0,1	0,1	
<i>Persicaria amphibia</i>			0,5	0,5	0,5	0,1	0,1	1	1			0,5	1	0,5									
<i>Persicaria hydropiper</i>		0,1			0,1		0,5	1		0,1		0,5				0,1						0,1	1
<i>Persicaria lapathifolia</i>															0,1								
<i>Persicaria maculosa</i>															0,5								
<i>Peucedanum palustre</i>		0,5				0,1	0,1										0,1						
<i>Phalaris arundinacea</i>	5	1	5	15	60	15	10	35	50	60	70	70	60				15						
<i>Phragmites australis</i>		0,1	0,5			1	1			1	1	1		15	20	40	20	5	10	10	10	5	0,1
<i>Picea abies</i>																0,1						0,1	
<i>Pinus sylvestris</i>		1	1			1																	20
<i>Poa nemoralis</i>		0,5		0,5	0,1	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5		1	0,5	1	1	0,5	0,5	0,5			5	1	0,5
<i>Polygonum aviculare</i>										0,5	0,5												
<i>Populus tremula</i>	3	3		1	2	1		1								20		30					1
<i>Potamogeton natans</i>																	0,1						
<i>Potentilla norvegica</i>															0,5	0,1		0,1	0,5	0,1	0,5		0,1
<i>Potentilla erecta</i>		0,1		0,1		0,5	0,5		0,1														

Lat. název druhu / č. deponie	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
<i>Prunus avium</i>																	3			3			
<i>Prunus padus</i>															5	5		5					
<i>Quercus robur</i>	1		1	0,5	1				1					0,1	0,1		0,1			5	1	0,1	5
<i>Ranunculus flammula</i>					0,1																		
<i>Ranunculus scellaratus</i>															0,1	0,1	0,1		0,1				
<i>Ribes nigrum</i>															0,1		1						
<i>Rorippa palustris</i>																0,1						0,1	0,5
<i>Rubus fruticosus agg.</i>		0,5	0,5	0,5	1	0,5	15	1	5							30					0,5	1	1
<i>Rubus idaeus</i>	0,5	5	0,5	1	5	1								20	1		20	20	20	15	1	5	3
<i>Rumex acetosella</i>															0,1								
<i>Rumex maritimus</i>																0,1							0,5
<i>Rumex obtusifolius</i>																							1
<i>Salix aurita</i>			5	1	10	2	3		5		5												
<i>Salix caprea</i>	30	10	5	5	20	5			5						10				5	10			1
<i>Salix cinerea</i>	5	5	3	1	10	2		2	10			20		5									
<i>Salix viminalis</i>		5		1			1		1										5	5			
<i>Sambucus nigra</i>														10	1	1	10	20	15	20			
<i>Sambucus racemosa</i>														5	5	20	5	15	15	20	5	0,5	50
<i>Scrophularia nodosa</i>	1	0,5	1	0,5		0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5		0,5		1	1	1	0,5		0,5
<i>Scutellaria galericulata</i>	0,1		0,1				0,1					0,1		0,5	0,5	1	0,5	0,5	0,5		0,5	0,1	0,5
<i>Senecio ovatus</i>	0,5	0,5						0,1		0,5	0,1	0,1		0,5	0,5	0,5	1	2	0,5	0,5			0,5
<i>Senecio viscosus</i>														0,1		0,5	0,5	0,1				0,1	
<i>Senecio vulgaris</i>														0,5	0,5			0,5	1				
<i>Solanum dulcamara</i>	3		0,5				1	0,5	0,5		0,5			1	0,5	0,5	1	0,5	1	1	0,5	1	
<i>Sorbus aucuparia</i>					1									0,5	5	0,1	0,1	1	1				3
<i>Spiraea salicifolia</i>																						0,1	
<i>Stellaria graminea</i>										0,1													
<i>Stellaria holostea</i>	0,5										0,5		0,1										0,5
<i>Stellaria longifolia</i>																					0,1		
<i>Tanacetum vulgare</i>							1						0,5										
<i>Tripleurospermum inodorum</i>																							0,5
<i>Trisetum flavescens</i>															0,1								
<i>Typha sp.</i>	1	0,5	0,5	0,5	0,1	0,5	1	0,5		0,5												0,5	
<i>Urtica dioica</i>	0,1		0,5	0,5	0,5	0,5		5	0,5	0,5	1	20	25	15	20	10	5	10	10	5	1	1	10
<i>Vaccinium myrtillus</i>															1								
<i>Veronica officinalis</i>															0,5								
<i>Vicia cracca</i>										0,5	0,5												
<i>Vicia tenuifolia</i>	0,5	0,5	0,5		1	0,5	0,1	0,5	1														
<i>Viola canina</i>								0,5															