

**Česká zemědělská univerzita v Praze**

**Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů**

**Katedra zoologie a rybářství**



**Žížaly a jejich použití při remediaci kontaminovaných půd**

**Bakalářská práce**

**Autor práce: Andrea Chvapilová**

**Vedoucí práce: Ing. Jakub Hlava, Ph.D**

© 2015 ČZU v Praze

### **Čestné prohlášení**

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci "Žížaly a jejich použití při remediaci kontaminovaných půd" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 10.4. 2015

---

### **Poděkování**

Ráda bych touto cestou poděkovala především Ing. Jakubovi Hlavovi za možnost psát bakalářskou práci pod jeho vedením, dále za jeho cenné rady, informace a trpělivost při zpracování mé bakalářské práce.

Rovněž děkuji i Ing. Aleši Kulhánkovi, Ph.D. z firmy DEKONTA, a. s. za poskytnutí informací.

V neposlední řadě děkuji i všem svým blízkým za podporu během psaní mé bakalářské práce.

# **Žížaly a jejich použití při remediaci kontaminovaných půd**

## **Souhrn**

Tato bakalářská práce na téma „Žížaly a jejich použití při remediaci kontaminovaných půd“ má za cíl zpracovat dosavadní poznatky o žížalách a jejich využití při remediaci kontaminovaných půd, především těžkými kovy a perzistentními organickými polutanty. Bakalářská práce byla zpracována formou kompilace.

V první části bakalářské práce byly zpracovány informace o morfologii, anatomii a jejich jednotlivých soustavách, dále také práce pojednává o biologii a ekologii žížal a jejich vlivu na půdu.

Další část této bakalářské práce je věnována půdě a její kontaminaci. Práce popisuje jednotlivé polutanty se zaměřením na rizikové prvky a perzistentní organické polutanty včetně jejich zákonných limitů a možnosti prevence kontaminace i jejich následná dekontaminace.

V poslední části je již řešena remediace jako taková – popis a rozdělení jednotlivých metod remediace. Dále se pak práce zaměřuje na ekonomiku dekontaminací. Dle metodického pokynu jsou zpracovány finanční náklady pro vybrané polutanty a metody remediace. Poslední kapitola je zaměřena už na samotné využití žížal v kontaminovaných půdách.

**Klíčová slova:** žížaly, ekologie, remediace, kontaminované půdy, půdní fauna

# **Earthworms and their potential in remediation of contaminated soils**

## **Summary**

This bachelor thesis „Earthworms and their potential in remediation of contaminated soils“, aims to summarize existing knowledge about earthworms and their potential use in remediation of contaminated soils, namely by heavy metals and persistent organic pollutants. The thesis was made in the form of compilation work.

First part of the thesis summarizes information about morphology and anatomy and their particular systems, this part also concern information biology and ecology of earthworms. Section is also devoted to earthworms and their effects on the soil.

Second part of this bachelor thesis is focused on soil and contamination. The particular pollutants – heavy metals and persistent organic pollutants are described together with the legal limits for particular pollutants, the possibility of prevention and their decontamination.

The last part discusses remediation. The various methods of remediation are described and divided. Furthermore, the bachelor thesis focuses on the economy of decontamination. According by methodical instruction are make costs for selected pollutants and methods of remediation. The last chapter is focused on the potential use of earthworms in remediation process in contaminated soils.

**Keywords:** earthworms, ecology, remediation, contaminated soils, soil fauna

## Obsah

1. Úvod .....	7
2. Cíl práce .....	8
3. Literární rešerše .....	9
3.1. Základní informace .....	9
3.2. Stavba těla .....	10
3.2.1. Morfologie a anatomie .....	10
3.2.1.1. Cévní soustava .....	12
3.2.1.2. Nervová soustava .....	12
3.2.1.3. Dýchací soustava .....	12
3.2.1.4. Trávicí soustava .....	13
3.2.1.5. Vylučovací soustava .....	14
3.2.1.6. Rozmnožovací soustava .....	14
3.3. Biologie a ekologie .....	15
3.4. Vliv žízála na půdu .....	19
3.5. Definice a význam půdy .....	20
3.6. Kontaminace půdy .....	20
3.6.1. Vstupy kontaminantů do půdy .....	22
3.6.2. Kritéria a hodnocení kontaminace .....	23
3.6.3. Rizikové prvky .....	24
3.6.4. Perzistentní organické polutanty .....	25
3.6.5. Možnosti prevence .....	26
3.6.6. Dekontaminace půdy .....	27
3.7. Remediacce půdy .....	27
3.7.1. Rozdělení remediačních metod .....	28
3.7.2. Ekonomika dekontaminačních metod .....	30
3.7.3. Využití žízála při remediaci .....	32
4. Závěr .....	34
5. Seznam literatury .....	35

# 1 Úvod

Žížaly jsou důležitou složkou půdní makrofauny. Jejich aktivita je velkým přínosem jak pro biologické, tak chemické i fyzikální vlastnosti půdy. Mají vliv na strukturu půdy, úrodnost, v neposlední řadě mohou být i indikátory půdního typu. Velký význam mají též jejich exkrementy a chodby. Jsou také dobrými bioindikátory půdního znečištění a využívají se jako ukazatelé kontaminace. Bylo zjištěno, že vybrané druhy žížal mohou přežít vysoké hladiny kontaminace a jejich trávicí systém je schopen oddělovat ionty kovů, které se pak neuvolňují do okolního prostředí. Díky těmto vlastnostem by žížaly mohly být využity k celkové bioremediaci nebo alespoň v její poslední fázi, kdy je půdu potřeba „dočistit“.

Půda tvoří nejsvrchnější vrstvu zemské kůry. Půda je bezpochyby nejcennější přírodního bohatství – přežití a prosperita všech suchozemských biologických společenstev závisí právě na půdě. Proto je nezbytné ji ochraňovat a to nejenom v současnosti, ale také se značným výhledem do budoucna.

Kontaminace půdy patří v současnosti mezi jeden z nejdůležitějších problémů ochrany půd. Její hodnocení má zásadní význam pro ochranu půd. Kontaminace může být způsobena jak antropogenní činností, tak i přírodní. Půda může být znečištěna různými druhy polutantů (např. těžké kovy, pesticidy, perzistentní organické polutanty, atd.). Jako prevence před znečištěním slouží legislativní předpisy, bohužel nejsou komplexní a neřeší půdu jako celek. Pokud ke kontaminaci dojde, je několik možných způsobů dekontaminace. Je třeba zohlednit především povahu a stupeň znečištění, v neposlední řadě také finanční náročnost vybraného typu dekontaminace.

## **2 Cíl práce**

Hlavním cílem práce bylo zpracovat z dostupných zdrojů dosavadní poznatky o žížalách a jejich potencionálním využitím při remediaci kontaminovaných půd. Dále se zaměřuje na žížaly obecně – jejich stavbu těla, biologii a ekologii a kontaminované půdy. Je zde zmínka i o všeobecném vlivu žížal na půdy, které nejsou kontaminované.

V současné době je metoda bioremediace pomocí žížal spíše ve fázi výzkumu, ale mohla by být v budoucnu zajímavou a perspektivní technologií.



## 3 Literární rešerše

### 3.1 Základní informace

Taxonomické zařazení žížal je následující:

Říše: živočichové (Animalia)

Kmen: kroužkovci (Annelida)

Třída: máloštětinatci (Oligochaeta)

Řád: žížaly (Opisthopora)

Čeď: žížalovití (Lumbricidae) (Pižl, 2002)

Předpokládá se, že žížaly se na této planetě objevily zhruba před 120 – 600 miliony lety (Vincent, 2012). Žížaly patří mezi bezobratlé živočichy a zahrnují zhruba 2500 známých druhů (odhaduje se, že dalších minimálně 2000 ještě nebylo popsáno). Jsou rozšířeny na všech kontinentech, většina čeledí obývá subtropické či tropické oblasti, případně také mírné pásy mimoevropských kontinentů. S výjimkou vodního druhu *Criodrilus lacuum* (Criodrilidae), se ve střední Evropě vyskytují pouze zástupci z čeledi žížalovitých (Lumbricidae) (Pižl, 2002).

Žížaly patří k jedné z nejdůležitějších živých složek půdy, pokud jde o tvorbu a udržování půdní struktury i o úrodnosti půdy. I když nejsou početně dominantní, jejich velké rozměry je činí jedním z hlavních bezobratlých účastníků v půdě. Jejich aktivita je důležitá pro zachování fertility půdy ve většině ekosystémů - v lesích, pastvinách i agroekosystémech (Sims and Gerard, 1999).

## 3.2 Stavba těla

V následujících kapitolách je popsána morfologie, anatomie a její jednotlivé soustavy.

### 3.2.1 Morfologie a anatomie

Žížaly mají válcovitý tvar těla, avšak mohou mít hranatou (čtvercovitou nebo oktagonální na průřezu) či dorsoventrálně zploštělou zadní část těla. Jejich velikost může být různá. Nejmenší žížaly měří cca 1 – 2 cm a jsou široké 1 – 1,5 mm, zatímco největší druhy žížal dosahují délek i přes jeden metr při šířce 2 – 4 cm (Pižl, 2002). Tělo žížal se skládá z několika typů různých pórů a je tvořeno z cca 75 – 90 % vody (Vincent, 2012). Hmotnost žížal se pohybuje od 10 mg až do téměř jednoho kilogramu. Větší žížaly se obvykle nacházejí v jižních zeměpisných šířkách, jako je například Jižní Afrika, Jižní Amerika, Nový Zéland, Jižní Asie, atd. Žádní jiní bezobratlí nemají takovou škálu, co se velikostí týče (Edwards, 2004).

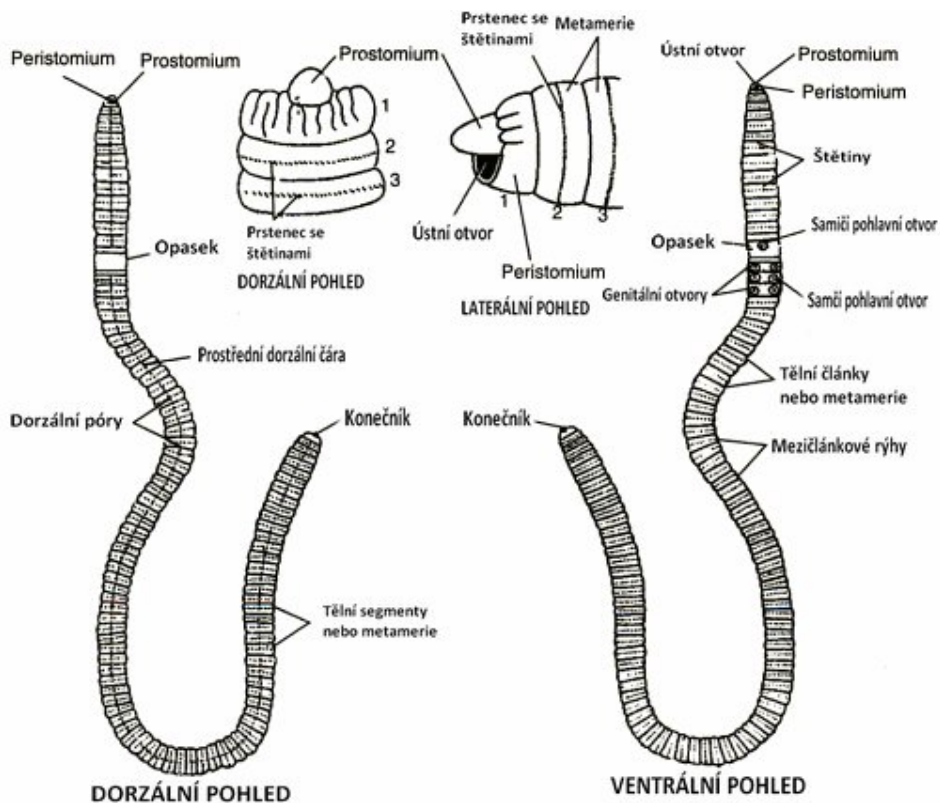
Tělo žížal je rozděleno na jednotlivé články (segmenty) a skládá se přibližně ze 100 - 120 segmentů (Competition Science Vision, 2006). Tyto segmenty jsou odděleny na povrchu mezičlánkovými rýhami (Pižl, 2002). Každý tento článek nebo skupina článků vykonávají určitou funkci (Competition Science Vision, 2006). Konečný počet segmentů mají žížaly již při vylíhnutí z kokonu. Další následující zvýšení počtu článku je regenerační náhrada ztracené nebo poškozené ocasní části, která je celkem běžná (Pižl, 2002).

První tělní článek se nazývá peristomium (Pižl, 2002). Žížaly nemají zřetelnou hlavu a žádné výrazné smyslové orgány (Competition Science Vision, 2007). Peristomium obklopuje ústní otvor a na svrchní straně nese čelní lalok (prostomium), který je situovaný do středu prstencového metastomia, utvářejícího zadní část prvního segmentu. Dále za prvním segmentem navazuje řada stejně utvářených článků. Tělo žížal pak ukončuje anální segment (periprokt) (Pižl, 2002).

U dospělých jedinců je na 14. – 16. segmentu přítomen opasek (clitellum). Segmenty, které tvoří clitellum nejsou zcela zřetelné (Competition Science Vision, 2007). Clitellum je žlázovitý orgán, který vylučuje sliz a má mnoho žlázových buněk, vylučující vajíčka nebo slouží k produkci kokonů (Christy, 2014).

Na středu každého segmentu, kromě prvního, posledního článku a opasku, je kruh drobných, zatažitelných a zakřivených štětín, které nazýváme sety (viz obrázek 1)

(Competition Science Vision, 2007). Většina žížal má 8 štětín umístěných ventrálně a lateroventrálně na každém článku. Dle vzdálenosti jednotlivých štětín rozlišujeme štětiny sblížené nebo silně sblížené, oddálené či oddělené (Pižl, 2002). Štětiny jsou tvořeny z rohové dusíkaté organické látky – chitinu. Každá štětina je umístěna v tělní jamce, zvané štětínový váček (Competition Science Vision, 2006). Sety fungují díky zvláštním svalům a pomáhají žížalám v pohybu. Opotřebované štětiny z těla vypadnou a jsou nahrazeny novými (Competition Science Vision, 2007).



Obrázek 1: Morfologie žížaly. Zdroj: (Competition Science Vision, 2006), upraveno

Barva těla žížal je odvislá od množství pigmentu, který může být ve formě granulí nebo pigmentových buněk v subkutikulární svalové vrstvě (Edwards and Bohlen, 1996). Dále je také zbarvení mnoha druhů žížal určeno přítomností hemoglobinu v krvi (Pižl, 2002).

Povrch těla žížal se skládá z kutikuly, epidermis, vrstvy nervové tkáně, kruhové a podélné svalové vrstvy a pobřišnice (Edwards and Bohlen, 1996). Kutikula je jemně pruhovaná, tenká, elastická a průhledná (Competition Science Vision, 2006).

Žížaly mají tělní stěnu tvořenou z kutikuly, žláznaté pokožky, dvou vrstev svaloviny a také peritoneální výstelky coelomové dutiny. Kutikula je nebuněčná, skládá se z několika vrstev kolagenních vláken. Přestože je slabá a průhledná, je velice pevná. Pokrývá celý

povrch těla, mimo místa, kde je perforována štětinami, žlázovými nebo jinými póry. Tělní dutinou je coelom. Coelom je velká dutina rozprostírající se po celé délce těla, je rozdělena příčnými přepážkami (septy) na několik komůrek a je naplněna coelomovou tekutinou (Edwards and Bohlen, 1996). Tato tekutina pomáhá při zvlhčování a ochraně kutikuly. Též může být intenzivně vylučována jako reakce na chemické podráždění povrchu těla nebo také u některých druhů při napadení predátorem (Pižl, 2002).

Mezi hlavní funkce tělní stěny patří především to, že zachovává tvar těla a tím kompenzuje absenci kostry. Dalšími významnou funkcí je, že ochraňuje před mechanickým poraněním a stále vlhká tělní stěna napomáhá při dýchání. Svalstvo i štětiny na stěně pomáhají při pohybu (Competiton Science Vision, 2006).

### **3.2.1.1 Cévní soustava**

Cévní soustavu mají žížaly uzavřenou a není možné rozlišit tepny a žíly. Oběhová soustava je tvořena systémem cév, které distribuují krev v různých směrech (Edwards and Bohlen, 1996). V rámci celého systému rozlišujeme tři hlavní cévy: dorzální, ventrální a postoesophageální. V oblasti jícnu můžeme nalézt několik párů laterálně položených circumoesophageálních cév, které spojují dorzální a ventrální cévu. Kolem střeva můžeme nalézt další segmentálně uspořádané laterální cévy, které spojují dorzální cévu s cévou subneurální. V tělní stěně lze také pozorovat hustou síť somatických cév (Pižl, 2002).

### **3.2.1.2 Nervová soustava**

Na svrchní straně hltanu na 3. tělním článku leží hlavový ganglion, dále pak ve 4. článku podjícnový ganglion a břišní nervová páska probíhá pod trávicí trubicí a zesílena uprostřed každého článku (Pižl, 2002).

### **3.2.1.3 Dýchací soustava**

Suchozemské žížaly nemají specializované dýchací orgány a dýchají celým povrchem těla. U některých druhů vodních maloštětinatců je možné nalézt žábry (Edwards and Lofty, 1977) Tělo žížal se udržuje vlhké pomocí slizových žláz pokožky. Tento způsob výměny závisí na síti malých krevních cévek, které jsou ukryty v tělní dutině žížal, takže kyslík rozplývající na vlhkém povrchu může pronikat přes kutikulu a epidermis. Stejně jako

u ostatních živočichů, může i u žížal oxid uhelnatý blokovat funkci hemoglobinu (Edwards and Bohlen, 1996).

#### **3.2.1.4 Trávicí soustava**

Nejnápadnější strukturou v tělní dutině žížal je trávicí soustava, která je průchodná skládá z rovné trávicí trubice spojující ústní a řitní otvor (Pižl, 2002),

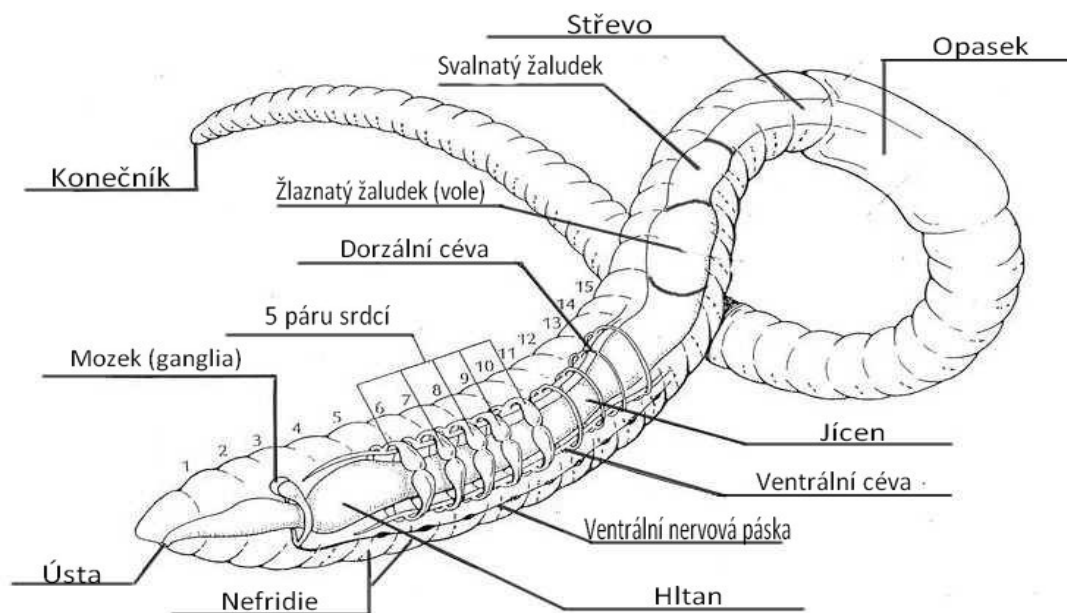
V základu je trávicí soustava jednoduchá. Začíná ústní komorou, na níž navazuje hltan, jícen, žaludek a střevo (viz obrázek 2), i když existují detailní rozdíly mezi jednotlivými čeledi (Edwards and Bohlen, 1996).

Žížaly nemají zuby, potravu tedy míchají a drtí ve svalnatém žaludku pomocí pozřených půdních částic a zrněk písku (Pommeresche a kol., 2010).

Hltan můžeme rozlišit v prvních čtyřech člancích trávicí trubice. Na něj má návaznost jícen, který zabírá dalších 9 až 13 článku. K jícnu mohou být připojeny různě vyvinuté kalciferní (Morrenovy) žlázy, jejichž funkce doposud nebyla zcela objasněna, nicméně zdá se, že hrají důležitou roli při regulaci osmotických poměrů a pH v tělních tekutinách, exkreci cizorodých látek, při neutralizaci pohlčené potravy a také při regulaci obsahu vody v těle žížal (Pižl, 2002). Mají tři páry Morrenových žláz umístěných 5., 6. a 7. segmentech, v těsném spojení s jícnem a semenných váčků. Přední žlázy slouží jako skladovací schránky a další dva páry postranních žláz jsou složitý uhličitan vápenatý (Bevelander a Nakahara, 1959). U druhů Lumbricidae chybí oesophageální žaludky, ale jsou funkčně nahrazeny modifikovanou přední částí střeva a za ním následujícím svalnatým žaludkem (Pižl, 2002).

Vnitřní stěna předního střeva bývá často složitě zvlněna a podélně vychlípena. Tvoří tzv. typhlosolis, které zvětšují povrch střeva sloužící k asimilaci živin z potravy. Též je nejvíce rozvinuta u žížal, které konzumují silně rozložené organické složky půdy. Rudimentární typhlosolis může být u druhů živící se málo rozloženými rostlinnými zbytky sbíranými na půdním povrchu (Pižl, 2002).

Zadní část střevní trubice je pokryta chloragogenními buňkami a jejich funkce spočívá zejména v uchovávání a syntéze bohatých látek a také v akumulaci cizorodých a odpadních látek (Pižl, 2002).



Obrázek 2: Anatomie žížaly. Zdroj: (<http://www.smithlifescience.com/expertinvertebrates.htm>), upraveno

### 3.2.1.5 Vylučovací soustava

U žížal je obvykle vylučovací soustava tvořena páry nefridií, které jsou v každém tělním článku s výjimkou prvních tří a periproktu (poslední tělní článek). Každá nefridie začíná nálevkou otevřenou do předcházejícího tělního článku a vede do úzkého nefridiálního kanálku. Tento kanálek se však před vyústěním z těla rozšiřuje a vytváří tzv. nefridiální měchýřek, jehož orientace a tvar vzhledem k tělním osám patří k významným rozlišovacím znakům žížal na rodové a někdy i druhé úrovni (Sims and Gerard, 1999; Pižl, 2002).

### 3.2.1.6 Rozmnožovací soustava

Žížaly patří mezi hermafrodity a jejich pohlavní ústrojí je poněkud složitější než u ostatních hermafroditů (Edwards and Bohlen, 1996). Mezi samčí pohlavní orgány žížal zahrnujeme dva páry varlat (testes), které se nachází v 10. a 11. tělním článku (holandrický typ) připojenému k přední intersegmentální přepážce, která je blízko nervové soustavy (Pižl, 2002). Dále pak u žížal nacházíme velké párové chámové (spermální) vaky, které se utváří vydutím sept a slouží k uchování spermatu. Tyto vaky jsou párové orgány. Jejich počet je od dvou do čtyř párů uložených po jednom v 9. – 12. článku. Nálevky, kterými párovité chámovody začínají, sbírají sperma z testikulárních segmentů a procházejí dozadu dalšími

segmenty. U evropských druhů žížal se s přidavnými samčími pohlavními žlázami nesetkáme, avšak u některých čeledí se vyvíjejí prostatě podobné žlázy nebo pravé prostaty (Pižl, 2002).

V blízkosti chámových vaků lze nalézt chámové schránky (spermatéky), což jsou prohlubně tělní stěny, jenž slouží ke schraňování spermatu získaného od partnerského jedince během kopulace. U evropských druhů žížal je nejčastější výskyt ve dvou párech, ale u některých druhů může být jejich počet podstatně vyšší (Pižl, 2002).

Samičí pohlavní orgány jsou složeny z vaječníku. Párové vaječníky jsou uloženy u zadní stěny disepimentu 13. tělního článku v blízkosti ventrální nervové pásky. Tvar vaječníků je u evropských žížal diskovitý, ale může být různý v rámci čeledí. Vajíčka jsou z vaječníků uvolňována do coelomové tekutiny, kde jsou obrvenými nálevkami sbírána do krátkých párových vejcovodů (oviduktů), které vyúsťují do samičích pohlavních pórů v následujícím tělním článku (Pižl, 2002).

### 3.3 Biologie a ekologie

Žížaly řadíme mezi nejvýznamnější skupinu půdní makrofauny (Pižl, 2002). Jsou nejtýpčtějším saprofágními organismy, žijící v prostředí plného mikroorganismů. Některé z mikroorganismů mohou však být hrozbou pro existenci žížal. Chtějí-li v takovém prostředí přežít, vyvinuly se u nich účinné obranné mechanismy proti invazi mikroorganismů (Karaca, 2011).

Žížaly se původně vyvinuly z vodních, sladkovodních předků, a přizpůsobily se životu v půdě. Mají však zásadní nároky na vlhkost půdy, nemohou přežít v příliš suché půdě (Sims and Gerard, 1999).

Jednotlivé druhy žížal se od sebe navzájem výrazně liší svými ekologickými strategiemi a adaptacemi. Na základě korelací s morfologickými, demografickými, etologickými, a environmentálními charakteristikami jsou rozděleny do tří základních skupin (Pižl, 2002).

Suchozemské žížaly (čeled Lumbricidae) dělíme na tři základní skupiny:

- epigeické (např. *Lumbricus rubellus*, *Eisenia fetida*)
- endogeické (např. *Aporrectodea caliginosa*, *Aporrectodea rosea*)
- anektické (např. *Lumbricus terrestris*, *Aporrectodea longa*) (Pommeresche a kol., 2010).

Každý druh má specifické požadavky na kvalitu a vybrané charakteristiky půdy. Mezi nejdůležitější požadavky žížal na prostředí patří bezesporu dostatek a kvalita potravních zdrojů, vhodná vlhkost, teplota, také půdní reakce a půdní textura (Pižl, 2002). Epigeické žížaly jsou zastoupené např. druhem *Eisenia fetida*. Vyskytují se v horní vrstvě ornice, kde se živí tlející organickou hmotou. Nevytváří si žádné trvalé nory. Tento typ žížal se využívá také při vermikompostování a vermikultuře (Christy, 2014). Mají relativně vysokou produkci kokonů a rychle rostou. Pigmentace je silná, obvykle jak ze strany ventrální, tak i dorzální (Edwards and Bohlen, 1996). Tyto žížaly je možné rozdělit do několika podskupin a to druhy straminikolní, žijící v odpadu, subkortikální, žijící pod kůrou padlých dřevin, fleofilní, zaujímají místa nad povrchem půdy, detritifágní, žijící v hnoji a nahromaděných rostlinných zbytcích, koprofágní, které se živí exkrementy savců a amfíbické, jenž žijí v zamokřené půdě a pod vodní hladinou (Pižl, 2002). Endogeické druhy jsou geofágní (pohlcují půdu a tráví v obsažené organické zbytky). Jsou lehce pigmentované nebo pigmentaci zcela postrádají. V tropických oblastech světa převládá právě tento druh. Endogeické druhy mají rozdílné účinky na vlastnosti půdy (Jain et al., 2010). I žížaly endogeické se rozdělují do skupin. Můžeme je rozdělit na druhy epiendogeické, obývající svrchní vrstvy minerální půdy, saprorhizofágní, živící se kořeny rostliny a pak hypoendogeické, které tvoří horizontální chodby v hlubších minerálních horizontech (Pižl, 2002). Anetické žížaly se živí tlející organickou hmotou (Christy, 2014). Vytváří velké, trvalé a svislé nory, zasahující hluboko do půdního horizontu (Edwards and Bohlen, 1996). Mohou se vyskytovat až šest metrů pod povrchem (Nicholls, 2008). Tvoří přechodnou formu mezi r-stratěgy a K-stratěgy (Pižl, 2002).

Velikost populace žížal je velice variabilní (Edwards and Bohlen, 1996) a závisí na celé řadě faktorů. Mezi ně patří například pH, půdní typ, vlhkost, teplota, ale především je nejdůležitější snadná dostupnost organických látek. Potrava pro žížaly je utvářena zejména činností mikroorganismů a jejich interakcí s organickou hmotou (Edwards, 2004). Populace může být vyjádřena číselně (abundance) nebo také v hmotnostně (biomasa). Použití číselného vyjádření ale někdy může být zavádějící, jelikož nerozlišujeme velikost jedinců, která může hrát významnou roli v půdních procesech. Vyjádření pomocí biomasy je tedy vhodnějším parametrem, nicméně může také vést k mylným závěrům. Nejlepším vyjádřením populace je tedy jak pomocí abundance, tak i biomasy (Edwards and Bohlen, 1996).

Žížaly mají široký okruh predátorů, zejména zástupců obratlovců. Můžou být také napadeny různými druhy parazitů a patogenů. Jsou důležitou součástí jídelníčku mnoha



predátorů - obratlovců. Loveny jsou především různými druhy ptáků, jako jsou například vrány, drozdi, kosi, špačci, atd. Některé druhy ptáků, kteří se živí žížalami, jsou ohroženy. Zachováním vhodných stanovišť, kde se hojně vyskytují populace žížal, mohou však být klíčem k zachování těchto druhů. Mezi predátory patří i savci. Jsou to jezevci, ježci, rejsci a zejména pak krtci, kteří jedí velké množství žížal (Sims and Gerard, 1999).

Žížaly přijímají velké množství půdy, suchého listí, trávy, řas, atd. ze země. Dávají přednost potravě bohaté především na dusík a cukr. Trávení je extracelulární. Trávicí tekutina obsahuje některé proteolytické enzymy. Vápník je vylučován pomocí kalciferních žláz, které pravděpodobně neutralizují přítomné huminové kyseliny v půdě. Proteiny jsou hydrolyzovány na aminokyseliny proteolytickými enzymy, jako je trypsin nebo pepsin. Střeva žížal poskytují vhodné prostředí pro růst bakteriálních kolonií (Christy, 2014). Žížaly mají malou pohyblivost a kvůli tomu jsou nuceny žít v těsné blízkosti svých potravních zdrojů. Můžeme je rozdělit na dvě skupiny – detritofágní a geofágní. Skupina detritofágních žížal se živí rostlinnými zbytky, popřípadě i exkrementy savců. Druhá skupina žížal pohlcuje velká množství půdy a tráví v ní obsažené organické zbytky a mikroflóru (Pižl, 2002).

Půdní vlhkost a prevence proti vyschnutí patří k dalším limitujícím faktorům. Existuje poměrně velká druhová variabilita tolerance vyschnutí, ale optimální vlhkostní podmínky jsou zhruba 40-60 % maximální vodní kapacity půdy. Rozdílné tolerance je možné pozorovat i dle různých geografických oblastí (Pižl, 2002).

Teplota značně ovlivňuje například růst, dýchání i rozmnožování žížal (Lee, 1985; Edwards and Bohlen, 1996). Optimální teploty se pohybují zhruba v intervalu od 10-15 °C, vyšší teploty jsou u epigeických druhů. Také teplota, obdobně jako vlhkost, je závislá na zeměpisné poloze. Pro většinu žížal je spodní hranice teploty nad nebo těsně u bodu mrazu (Pižl, 2002).

Žížaly jsou velice citlivé na koncentrace vodíkových iontů z vodných roztoků, proto je pH dalším limitujícím faktorem. Některé druhy nesnášejí kyselé prostředí, zatímco jiným druhům kyselé prostředí může vyhovovat (Edwards and Bohlen, 1996). Většina žížal je neutrofilních. Optimální půdní reakce je v rozpětí pH 6-7. Většina druhů však toleruje široký rozsah pH (Pižl, 2002).

Významným faktorem, který ovlivňuje populaci žížal, je textura půdy. Většina druhů dává přednost lehčí hlinité až hlinitopísčité půdě. Ve šterkovitých a rozvolněných písčitých půdách je výskyt žížal limitován z důvodu abraze (rozrušování povrchu půdy a uvolnění jednotlivých částí) a náhledného vyschnutí. Rovněž chybí v silně jílovitých půdách, jelikož se zde vyskytují anaerobní podmínky po deštích nebo záplavách (Pižl, 2002).

K dalším faktorům, které jsou sice méně důležité, ale mohou se stát za určitých podmínek limitující pro přežití žížal, patří například světelné záření, obsah O<sub>2</sub> a CO<sub>2</sub>, koncentrace solí, utužení půdy, atd. (Pižl, 2002).

Aktivita žížal se značně liší v mírných oblastech dle období, kde žížaly působí zejména na jaře a na podzim. Během zimy pronikají hluboko do půdy, kde jsou mnohem více chráněné před nepříznivými nízkými teplotami. I v suchých letních měsících se zavrtávají hluboko do půdy, dokud podmínky nejsou opět příznivé (Edwards, 2004).

Všechny žížaly jsou velmi citlivé na dotek, rychlost jejich reakce a vzorec chování se mění s druhem a okolnostmi (Edwards and Bohlen, 1996).

Životní cykly i zcela běžných druhů žížal jsou stále velmi nedostatečně prostudované. Žížaly jsou semi-kontinuální nebo kontinuální živočichové, tedy produkují vajíčka po většinu roku (Edwards and Bohlen, 1996). Nejvíce kokonů lze však nalézt na jaře a na podzim. Kokon může obsahovat 1 až 20 vajíček (Pommeresche a kol., 2010). Vajíčka žížal jsou obsaženy v kokonech a tvarově se liší dle druhu. Je-li půda velmi vlhká, ukládají své kokony v blízkosti povrchu a hlouběji je ukládají v případě, že je půda suchá. Kokon je možné produkovat kdykoliv během roku, ale většina druhů je vytváří, když je vhodná vlhkost půdy, vhodná teplota a dostatečné zásoby potravin a dle dalších environmentálních faktorů. Jelikož kokony produkuje opasek, je pravděpodobné, že velikost bude korelovat s velikostí žížaly. (Edwards and Bohlen, 1996). Inkubační doba kokonů má široké rozpětí a je ovlivňována teplotou a vlhkostí. Růst a doba dospívání je odlišná mezi jednotlivými druhy a závisí na vnějších podmínkách. Obdobně je tomu i u délky života žížal. Některé mohou žít pouhých pár měsíců, zatímco jiné druhy se dožívají i několika let (Pižl, 2002).

Všechny žížaly patří mezi hermafrodity a jejich reprodukční systém je podobný. Reprodukce obvykle začíná vzájemnou výměnou spermií během páření mezi dvěma jedinci. Ve spermatéce jsou uloženy přijaté spermie a k oplodnění vajíček nastane po několika dnech (Sims and Gerard, 1999).

Mnoho žížal se obvykle rozmnožuje pohlavně a partenogeneze bývá zpochybňována nebo spojována s nějakou formou parazitismu (Edwards and Bohlen, 1996). Partenogeneze je široký pojem, ale může být definována jako oplození bez bezprostředního vlivu samce (Karaca, 2011). Nicméně partenogeneze začala být přijímána jako poměrně rozšířený jev (Edwards and Bohlen, 1996).

### 3.4 Vliv žížal na půdu

Pro půdu jsou bezpochyby žížaly významné. V současné době se také můžeme setkat s označením „ekosystémová inženýři“, jelikož jejich aktivita může zcela přebudovat prostředí, ve kterém žijí (Pižl, 2002). Žížaly mají zásadní vliv na strukturu půdy, tvoří agregáty, zlepšují růst rostlin a příjem živin. Také zlepšují strukturu půdy ve prospěch produktivity půdy a zvyšují úrodnost půdy tím, že urychlují rozklad rostlin a organické hmoty a následně uvolňují živiny, které jsou k dispozici rostlinám (Lee, 1985).

Půdní prostředí ovlivňují především produkcí exkrementů, jenž obsahují minerální částice důkladně promíchané s rozloženými organickými zbytky a mikroflórou (Pižl, 2002). Žížaly využívají exkrementy k vyztužení svých chodeb. Ty jsou pak vyhledávaným místem pro růst kořenů. Ve stěnách těchto chodeb může být pak obsah živin zhruba dvakrát vyšší než v okolní půdě (Pommeresche a kol., 2010). Exkrementy obsahují oproti půdě vyšší obsah auxinových látek, cytokininů, giberlinů a volných aminokyselin, které stimulují růst rostlin a zvyšují dostupnost prostorů pro příjem živin. Také obsahují více výměnných iontů než okolní půda a jsou dobrým iontoměničem. Dále také působí pozitivně na vodní režim, provzdušnění půdy a zvětšují povrchy v půdě. Díky tomu zvyšují dostupnost prostorů pro mikrobiální činnost a pohyb mikrofauny (Pižl, 2002).

Chodby tvořené žížalami mají vliv především na půdní pórovitost a vodní a plynný režim půdy. Tyto chodby jsou svými rozměry považovány za největší půdní póry a je tak podstatně zvýšen celkový podíl makropórů v půdě (Pižl, 2002).

Mnoho výzkumů uvádí, že některé druhy žížal, které se v půdě vyskytují, mohou být indikátory půdního typu (Edwards and Bohlen, 1996).

Žížaly konzumují organický materiál, jako je například chlévský hnůj, rostlinné zbytky a v potravě, kterou přijímají, jsou také částičky půdy (Pommeresche a kol., 2010).

Introdukce žížal není příliš efektivní, jelikož většina jedinců uhynie v nezvyklých podmínkách. Daleko lepším způsobem je pokusit se zlepšit prostředí pro ty druhy žížal, které na daném pozemku žijí, a tak zvýšit jejich počet. Populaci žížal v půdě může být zvýšena například tím, že se do půdy bude vracet co nejvíce organické hmoty, dále že půda nebude utužená a nebude mít příliš nízké pH. Utužená půda působí negativně nejen na žížaly, ale také na kořeny rostlin a další půdní organismy. Volba osevního postupu i výběr plodin ovlivňují kvalitu a množství potravy pro půdní organismy a žížaly. Jetel a jiné vikvovité rostliny jsou

bohaté na přístupné živiny a proto také na plochách s jetelem lučním se vyskytuje podstatně více žížal (Pommeresche a kol., 2010).

### **3.5 Definice a funkce půdy**

Termín půda má různé významy pro jednotlivce v závislosti na jejich vědeckém postavení a jejich zkušenostech (Pierzynski et al., 2005). Půdu je však možné definovat jako samostatný přírodní útvar vzniklý z povrchových zvětralin zemské kůry a z organických zbytků za působení půdotvorných faktorů. Slouží jako životní prostředí pro půdní organismy, je stanovištěm planě rostoucí vegetace, využívá se k pěstování kulturních rostlin. Je regulátorem koloběhu látek, ale může fungovat jako úložiště i zdroj potenciálně rizikových látek (Anon.: Definice půdy, 2007).

Funkce půdy úzce souvisí s půdním ekosystémem a má plno nezastupitelných funkcí. Stručně řečeno, lze je shrnout takto: plní funkci biodiverzity, koloběhu živin, zásobárny vody a je filtračním prostředím. Dále je půda základním článkem potravního řetězce a substrátem pro růst rostlin. V neposlední řadě půda poskytuje prostor pro umístování staveb, je zdrojem základních složek stavebních materiálů a surovin, slouží k rekreační činnosti a také je prostředím, v němž probíhá archeologický a paleontologický výzkum (Jeffery et al., 2010; Anon.: Definice půdy, 2007).

### **3.6 Kontaminace půd**

Kontaminace by se dala definovat jako nežádoucí změny fyzikálních, chemických a biologických charakteristik ovzduší, vody nebo půdy, které postihují lidský život a další živé složky jako rostliny a zvířata (Misra and Mani, 2009).

V současné době patří kontaminace půdy mezi nejvíce řešené problémy ochrany půd. V České republice, obdobně jako u ostatních států, ale neexistuje komplexní zákon na ochranu veškerých půd. Problematika kontaminace půd je intenzivně rozvíjena v mezinárodním měřítku v posledních 30–40 letech. Kontaminaci půd nelze indikovat na rozdíl od ostatních ekologických medií jedinou hodnotou celkového obsahu škodlivin a ani

frakčním složením (Němeček a kol., 2010). Kontaminace půd patří spolu s vodní a větrnou erozí, záborem a degradací půdy, acidifikací, úbytkem organické hmoty a narušením vodního režimu k procesům, které nepříznivě ovlivňují produkční a ekologické funkce. Kontaminaci půd způsobuje celá řada anorganických i organických látek. Jejich zdrojem mohou být jednak přirozené procesy, ale i antropogenní aktivita. Ke znečištění může dojít především při haváriích a také v důsledku různých výrobních aktivit. Velice často jsou půdy znečišťovány těžkými kovy, látkami koksochemického původu, ropnými uhlovodíky a dalšími chemikáliemi (Marek a kol., 1996). Potenciální nebezpečnost těchto látek se posuzuje z hlediska ekotoxikologického (působení na ostatní složky ekosystému), humanotoxikologického (působení na organismus člověka) a z hlediska ekonomického (snížení výnosovosti rostlinné produkce). Nejčastěji se pro hodnocení úrovně kontaminace půd, pro její kvantifikaci, využívá hledisko humanotoxikologické, jelikož je možno specifikovat cesty působení na organismus člověka (Anon.: Poškození půdy kontaminací, 2007).

Půda je významným článkem vstupu toxických látek do potravního řetězce. Díky svým sorpčním, retenčním a transportním procesům rozhoduje půda jako receptor škodlivin o deaktivaci až degradaci látek a jejich transferu do ostatních ekologických medií. Některé škodliviny jiných ekologických medií v půdě vznikají. Většina těchto procesů bývá z části regulována, půda tím tak splňuje svou hygienickou a sanitární funkci (Lhotský, 1994).

Z legislativních předpisů upravuje problematiku kontaminace půd zákon č. 334/1992 Sb. o ochraně zemědělského půdního fondu, zákon č. 156/1998 Sb. o hnojivech a také částečně zákon č. 185/2001 Sb. o odpadech. Tyto zákony se však vztahují pouze k zemědělským půdám a neřeší celkově půdu jako složku životního prostředí. Existuje i několik předpisů nižší úrovně, které slouží především orgánům ochrany půdního fondu. Prováděcím předpisem k zákonu č. 334/1992 Sb. je vyhláška č. 13/1994 Sb., která v § 2 vymezuje limity obsahů rizikových prvků a rizikových látek v půdě, které jsou uvedeny v příloze 1. a 2. vyhlášky. Tyto limitní hodnoty však nejsou založeny na účinku. Nástrojem pro dlouhodobé sledování stavu a vývoje kontaminace půdy je též program monitoringu zemědělských půd (Anon.: Poškození půdy kontaminací, 2007). K významným vstupům nečistot do půd přispívají také materiály, které obsahují vyšší koncentrace škodlivin a do půd se dostávají ve vysokých dávkách. Jsou to především kaly z čistíren odpadních vod a sedimenty vodních toků a nádrží. (Němeček a kol., 2010).

Problematika půdy je dílčím způsobem řešena i v dalších zákonech, týkajících se například ochrany vod, lesů a přírody. Dále by se problematika kontaminace půd v rámci

spolupráce s EU měla řešit prostřednictvím projektu „Urban Soil Management Strategy“. Za rozporuplnou situaci v ČR stojí řada faktorů. Je to na například absence zákona o ochraně veškerých půd, absence průzkumu urbánních půd, komplikované využívání poznatků průzkumu a výzkumu půd nebo neujasněná kompetence týkající se půdy mezi MŽP a MZe (Němeček a kol., 2010).

### **3.6.1 Vstupy kontaminantů do půdy**

Znečištění půdy je obvykle důsledkem nehygienických návyků, nejrůznějších zemědělských praktik a nesprávných metod odstraňování tuhých a kapalných odpadů. Může být ale také důsledkem spadu ze znečištěného ovzduší (Misra and Mani, 2009).

Zdroje znečištění je možné rozdělit na dvě základní složky: přírodní a antropogenní (Misra and Mani, 2009). Kontaminaci můžeme také rozdělit podle způsobů, jak k ní došlo a to na lokální nebo difúzní kontaminaci. Hlavní podíl na lokální kontaminaci mají především průmyslové aktivity jako je těžba a zpracování nerostů, ukládání odpadů, ale také havárie s úniky toxických látek. Kdežto difúzní kontaminace je způsobena atmosférickou depozicí látek emitovaných průmyslem a dopravou, jenž podléhají dálkovému přenosu a plošnými zemědělskými a průmyslovými praktikami. Depozicí polutantu se do půdy dostávají především rizikové prvky a perzistenci organické polutanty (Anon.: Poškození půdy kontaminací, 2007).

Jedním z dalších rozdělení zdrojů znečištění je na zemědělské a nezemědělské. Znečištění pochází z různých zdrojů, včetně zemědělství. I když se zemědělství nepovažuje za hlavní zdroj znečištění, tak některé postupy jsou zodpovědné za znečištění. Jsou jimi například živočišné odpady, dlouhodobé užívání pesticidů, herbicidů, fungicidů a nematocidů či aplikace hnojiv a kalů čistíren odpadních vod (Misra and Mani, 2009; Anon.: Poškození půdy kontaminací, 2007).

Osud kontaminantu v životním prostředí je především závislý na chemických a fyzikálních vlastnostech. Chování kontaminantů je rozdílné dle jejich skupenství. Kontaminanty v plynném skupenství představují ohrožení především pro kvalitu ovzduší a na ostatní složky (zeminy, podzemní vody) v první fázi nemají v podstatě vliv. Plynné kontaminanty se však mohou spolu s dešťovými a sněhovými srážkami koncentrovat a mít vliv na okolí v místech spadu. Působení v této fázi je tak již komplexní (<http://old.vscht.cz/uchop/CDmartin/3-kontaminanty/6.html>).

Chování kontaminantů v kapalném skupenství je pak poněkud složitější. Kapalné kontaminanty uvolněné do životního prostředí mohou být vysoce mobilní. Jejich transport je díky srážkovým a podzemním vodám relativně rychlý a tak kontaminanty rozpustné ve vodě představují vždy akutní ohrožení. Na druhou stranu tato vlastnost má pozitivní vliv na rychlost a ekonomiku dekontaminace (Davis, 2002; <http://old.vscht.cz/uchop/CDmartin/3-kontaminanty/6.html>).

Pevné látky nejsou tak vysoce mobilní jako kapalné (Davis, 2002). Pokud jsou tuhé kontaminanty nerozpustné, zůstávají z převážné části deponovány na svrchní povrchové vrstvě zeminy. Do spodnějších vrstev se mohou dostávat pouze transportem se srážkovými vodami puklinami v půdách. Migrace z místa probíhá téměř výhradně větrnou erosi a přenosem jemných půdních částic. Rozpustné tuhé kontaminanty mohou být srážkovými vodami transportovány do spodních vrstev půdního horizontu a mohou tak představovat akutní ohrožení kvality podzemních vod (<http://old.vscht.cz/uchop/CDmartin/3-kontaminanty/6.html>)

Mezi hlavní cesty, kterými se mohou kontaminanty dostat do půdy patří:

- imise oxidů S a N a perzistentních kontaminantů,
- aplikace čistírenských kalů a jiných odpadních látek recyklovatelných v půdě,
- záplavy v areálech fluvizemí,
- závlahy znečištěnou říční vodou,
- přírodní jevy (vulkanická činnost, sesuvy půd...),
- aplikace pesticidů s perzistentními parametry (v současné době jsou zakázané),
- hnojení půdy minerálními průmyslovými hnojivy, komposty s příměsí kontaminantů,
- havárie, znamenající rychlé výrazné znečištění půd (Němeček a kol., 2010).

### **3.6.2 Kritéria a hodnocení kontaminace**

V následujících dvou podkapitolách jsou popsány limity jak u anorganických, tak u organických sloučenin, jelikož určení jejich limitních hodnot je odlišné.

### 3.6.3 Rizikové prvky

Mezi rizikové prvky (označované také jako těžké kovy) patří kovy s hustotou vyšší než  $5 \text{ g/cm}^3$  jako například železo, kadmium, olovo, rtuť, zinek, měď apod. Některé z nich jsou v malém množství nezbytné pro život, ale mnohé z nich mohou být pro člověka, zvířata i rostliny jedovaté. Mají široké využití zejména v průmyslu a dostávají se tak přímo nebo také prostřednictvím odpadů do životního prostředí (Kalina, 2004).

Rizikové prvky se liší od perzistentních organických xenobiotik tím, že jsou vždy součástí půdy a proto je jejich přírodní obsah v půdě určen především mineralogickým složením substrátu. Do určité míry může být ovlivněn i migrací koloidů. U rizikových prvků se stanovují také tzv. pozadové hodnoty (Němeček a kol., 2010).

Kritéria maximálně přípustných obsahů rizikových prvků jsou obsažena ve vyhlášce 13/1994 Sb. (viz tabulka 1), která se vztahuje k zákonu 334/1992 Sb. Většinou jsou vyjádřeny jako celkové obsahy získané výluhem v lučavce královské (Němeček a kol., 2010).

Tabulka 1: Maximálně přípustné obsahy rizikových prvků v zemědělských půdách ČR (Zdroj: vyhláška MŽP č. 13/1994 Sb.)

Prvek	výluh lučavkou ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )		výluh 2M $\text{HNO}_3$ ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	
	lehké půdy	ostatní půdy	lehké půdy	ostatní půdy
As	30	30	4,5	4,5
Be	7	7	2	2
Cd	0,4	1	0,4	1
Co	25	50	10	25
Cr	100	200	40	40
Cu	60	100	30	50
Hg	0,6	0,8	-	-
Mo	5	5	5	5
Ni	60	80	15	25
Pb	100	140	50	70
V	150	220	20	50
Zn	130	200	50	100



### 3.6.4 Perzistentní organické polutanty

Perzistentní organické polutanty (POP) jsou organické sloučeniny antropogenního nebo přírodního původu. V životním prostředí jsou transportovány v nízké koncentraci pohybem sladkých nebo mořských vod. Také mohou být transportovány atmosférou i na dlouhé vzdálenosti (Fiedler, 2003).

POP vstupují do půdy především díky antropogenní činnosti. Méně časté jsou přírodní zdroje jako například přírodní požáry, rozklad organické hmoty nebo metabolismus vyšších i nižších rostlin. Prostředí zatížené POP má velice často difúzní charakter. Mezi sledované POP v zemědělských půdách České republiky patří monoaromatické, polyaromatické a chlorované uhlovodíky (Němeček a kol., 2010).

Oproti potenciálně rizikovým prvkům je hodnocení zátěže prostředí POP odlišné. Nerozlišují se celkové obsahy v půdě a obsahy mobilní, případně biologicky přístupné. Systém hodnocení obsahu POP v půdách je soustředěn především na jejich celkovou koncentraci. Limitní obsahy řeší vyhláška č. 13/1994 Sb., k zákonu č. 334/1992 Sb. (viz tabulka 2). Obsahuje limity dvanácti potenciálně rizikových prvků a obsahy POP. POP na rozdíl od rizikových prvků nejsou rozděleny do dvou kategorií dle zrnitostního složení, jelikož mají rozdílné chování v půdách a mobilita POP je nízká. Ve vyhlášce byly zpracovány limitní hodnoty jednotlivých látek v souladu s tzv. „holandským seznamem“ (Němeček a kol., 2010).

Tabulka 2: Limitní obsahy POP (Zdroj: vyhláška MŽP č. 13/1994 Sb.)

látka	přípustná koncentrace	
II. organické látky		
a) aromatické uhlovodíky a jejich deriváty	benzen	0,05
	ethyl benzen	0,05
	fenol	0,05
	xyleny	0,05
	aromáty celkem	0,3
b) polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU)	anthracen	0,01
	benzo (a) anthracen	1,0
	benzo (a) pyren	0,1
	phenanthren	0,1
	fluoranthren	0,1
	chrysen	0,01
	naphtalen	0,1
	PAU celkem	1,0
c) chlorované uhlovodíky	alifatické (jednotlivé)	0,1
	alifatické (celkem)	0,1
	chlorobenzeny (jednotlivé)	0,01
	chlorobenzeny (celkem)	0,01
	PCB	0,01
	EOCl (extrah. org. vázaný chlor)	0,1
d) pesticidy	organické chlorované (jednotlivé)	0,01
	organické chlorované (celkem)	0,1
	ostatní (jednotlivé)	0,01
	ostatní (celkem)	0,1
e) ostatní látky	cyclohexanol	0,1
	pyridin	0,1
	styren	0,1
	nepolární uhlovodíky (celkem)	50

### 3.6.5 Možnosti prevence

Preventivní opatření, která mají zabránit kontaminaci půd, jsou součástí těchto legislativních předpisů: zákon č. 185/2001 Sb. o odpadech a zákonem č. 100/2001 Sb. o posuzování vlivů na životní prostředí. Limitní hodnoty koncentrací rizikových prvků v hnojivech jsou stanoveny vyhláškou č. 474/2000 Sb. a imisní limity jsou stanoveny Nařízením vlády č. 350/2002 Sb. Vyhláška č. 474/2000 Sb. stanovuje požadavky na hnojiva.

Týká se to především aplikace minerálních fosforečných hnojiv s vysokým obsahem kadmia, arsenu nebo organických hnojiv připravovaných kompostováním odpadů. Hnojivo není registrováno, jestliže nesplňuje příslušné limity (Anon.: Poškození půdy kontaminací, 2007).

Kromě legislativních předpisů jsou i jiné možnosti, jak zabránit kontaminaci půd a transferu škodlivin do potravního řetězce. Je to například omezení emisí či změnou systému hospodaření (Lhotský, 1994).

### **3.6.6 Dekontaminace půdy**

V současné době je odstranění nečistot z půdy finančně, ale i časově náročné. Proto tomu předchází podrobnější šetření stupně a charakteru kontaminace. Prvním kritériem je překročení intervenčních limitů. Druhým kritériem je pak urgentnost postupu, která je dána stupněm ohrožení lidského zdraví a nebezpečím šíření polutantů do podzemních vod. Dále následuje rozhodnutí, jestli kontaminované stanoviště bude vyčištěno nebo izolováno na směrnou hodnotu zdravého stanoviště (Lhotský, 1994).

Mechanismy, kterým znečištění může být sníženo, jsou různé. Mohou zahrnovat změny v technologiích a postupech, střídání použitých surovin nebo kompletní restrukturalizaci postupů. (Evans and Furlong, 2003).

## **3.7 Remediacce půdy**

V posledních několika desetiletích vzrostl zájem o remediaci znečištěné půdy i vody především proto, že bylo zjištěno, že mikroorganismy jsou schopny rozkládat cizorodé toxické látky (Singh and Ward, 2004). Remediacce půdy by se dala definovat jako proces, který zmírňuje znečištění půdy nebo čistí od kontaminujících látek (Tan, 2000).

Faktory ovlivňující průběh použití remediace je možné rozdělit na dvě skupiny: ty, které se vztahují k charakteru znečištění samotného a ty, které jsou závislé na podmínkách životního prostředí. Hlavními významnými environmentálními faktory jsou teplota, pH a půdní typ. Remediacce může probíhat při teplotě zhruba 0-50 °C. Tyto teploty jsou tolerovány, nicméně pro největší účinnost je ideální rozmezí kolem 20-30 °C. V podstatě stejným způsobem může být pH 6,5-7,5 považováno za optimální, i když i pH pohybující se v rozmezí 5-9 může být akceptovatelné, v závislosti na jednotlivých zúčastněných druzích.

Obecně řečeno, písčité a štěrkové půdy jsou nejvhodnějším typem pro bioremediaci, zatímco u těžkých jílových půd a ty s vysokým obsahem organických látek, jako například rašelinné půdy, jsou méně indikovány. Nicméně toto není absolutní omezení (Evans and Furlong, 2003).

### 3.7.1 Rozdělení remediačních metod

V současné době můžeme remediační metody rozdělit do 5 všeobecných kategorií:

- biologické
- chemické
- fyzikální
- solidifikace/vitrifikace
- tepelné (Evans and Furlong, 2003)

Biologické metody zahrnují transformaci nebo mineralizaci kontaminantů na méně toxické, mobilnější nebo více toxické, avšak méně mobilní. Mezi hlavní přednosti biologických metod je jejich schopnost eliminovat celou řadu organických sloučenin, jejich potenciální negativní vliv na strukturu půdy a její plodnost. Na druhou stranu, konečný proces může být nejistý a obtížně odhadnutelný. Také čištění může být pomalé a ne všechny kontaminanty mohou být vyčištěny biologickou cestou (Evans and Furlong, 2003).

U chemických metod jsou toxické sloučeniny zničeny, fixovány nebo neutralizovány chemickou reakcí. V této technice se používají chemická činidla, která jsou schopná rozpouštět toxické látky (Iskandar, 2001). Nevýhodou je, že kontaminanty nejsou zcela vyčištěny, činidla mohou poškodit půdu a často je potřeba další forma sekundární léčby (Evans and Furlong, 2003). Dobrým příkladem je rekultivace důlní hlušiny nebo také vymývání zeminy (Tan, 2000; Iskandar, 2001).

Fyzikální metody zahrnují nejčastěji odtěžení kontaminované zeminy pro další zpracování nebo její likvidaci. Za výhodu lze považovat to, že tato metoda nevyužívá činidla a tím významně snižuje riziko sekundární kontaminace, naopak nevýhodou je obrovská množství přepravené zeminy a tím i vysoké finanční náklady (Evans and Furlong, 2003).

Solidifikace je remediační technika, ve které jsou fyzikálně vázány kontaminanty nebo jsou izolovány do stabilizované hmoty (Stroo and Ward, 2010). Vitrifikace využívá vysokých teplot pro sloučení kontaminantů (Evans and Furlong, 2003).

Kontaminanty jsou zneškodněny tepelným zpracováním, pyrolýzou, zplyňováním, spalováním a také volatilizací. Hlavní výhodou těchto metod je, že kontaminanty jsou nejúčinněji odstraněny. Na druhé straně nevýhodou jsou vysoké náklady na energii a také to, že tato metoda není vhodná pro většinu toxických prvků. V neposlední řadě vznikají také nové znečišťující látky (Evans and Furlong, 2003).

Všechny způsoby remediací lze rozdělit na *in situ* a *ex situ*, tzn. dle místa procesu remediací jako takového (Evans and Furlong, 2003). Metoda *in situ* je technologický postup čištění kontaminované zeminy nebo snížení zdravotního a ekotoxikologického rizika, který probíhá nedestruktivní způsobem, aplikací přímo do půdního či horninového prostředí nebo do podzemních vod. Je založena na dvou principech odstranění: konvekční transport a biologická degradace (Otten et al., 1997). Mezi *in situ* technologie patří například biosparging, bioventing nebo bioslurping (Evans and Furlong, 2003). Metoda *ex situ* je založena na tom, že kontaminovaná půda se odtěží a poté upraví. Nevýhodou této metody je, že ji předchází odtěžení, což zvýší finanční náklady a má také významný dopad na horninové prostředí (Nathanail, 2007). Mezi využívanými metodami nachází uplatnění bioreaktory či kořenové čistírny (Evans and Furlong, 2003).

Dalším možným dělením remediačních metod je podle jejich vztahu k půdnímu prostředí – tzv. tvrdé a měkké remediací. Tvrdé remediací odstraňují nečistoty z půdy, ale používají se techniky nešetrné k půdě, přičemž dochází k narušení jejích základních funkcí. Dochází především k destrukci půdní organické hmoty a mikrobiální činnosti. U měkkých remediací dochází spíše k eliminaci negativního působení nečistot. Jsou zachovány i základní funkce půdy. Metody dále můžeme rozdělit dle vztahu k zemědělským půdám na fytoremediace, imobilizace rizikových látek v půdách a biologické degradace kontaminantů (Němeček a kol., 2010).

### 3.7.2 Ekonomika dekontaminačních metod

Náklady na remediaci jsou důležitou otázkou. Při odhadu finančních nákladů jednotlivých metod se vychází jak ze zkušenosti již provedených dekontaminací, tak z údajů v dostupné literatuře. Základní faktory, které ovlivňují klíčovým způsobem cenu remediací jsou:

- typ kontaminantu a stupeň znečištění,
- charakteristika lokality a zastavěnost území,
- mocnost nesaturované a saturované zóny,
- rozsah přípravných prací (statické zabezpečení budov a výkopů při odtěžování zemin, zhotovení přípojek inženýrských sítí, hloubka a počet instalovaných čerpacích vrtů, apod.),
- vzdálenost lokality od místa odstranění odpadů (Anon.: Rámcové náklady na nápravu ekologické újmy na půdě a vodě, 2012).

V následující tabulce 3 jsou uvedeny orientační náklady vybraných látek a metod na dekontaminaci 1 t nesaturované zóny. V tabulce je uvedeno předpokládané rozpětí nákladů, v případě nejistoty v konkrétním případě sanačních prací je doporučeno užití nákladů průměrných (Anon.: Rámcové náklady na nápravu ekologické újmy na půdě a vodě, 2012).

Tabulka 3: Orientační náklady na sanaci nenasaturované zóny (Zdroj: Příloha č. 1 k metodickému pokynu odboru environmentálních rizik a ekologických škod Ministerstva životního prostředí pro provádění podrobného hodnocení rizika ekologické újmy)

Metoda*	Rozpětí a průměr očekávaných nákladů na sanaci znečištění v Kč bez DPH				
	jednotka	PAU	CIU	PCB	RP
<i>„In situ“</i>					
biodegradace in situ	tuna	2000-4000	2000-4000	-	-
		3000	3000	-	-
venting/ bioventing	tuna	2000-4000	1500-4000	-	-
		-	-	-	-
solidifikace / stabilizace	tuna	4000-6000	4000-6000	4000-6000	4000-6000
		5000	5000	5000	5000
vymývání zeminy	tuna	1500-5000	1500-5000	2500-6000	2000-6000
		3250	3250	4250	4250
fytoremediace	tuna	1500-2500	1500-2500	1500-2500	1500-2500
		2000	2000	2000	2000
<i>„Ex situ“</i>					
řížená odtěžba	tuna	3000-12000	3000-12000	3000-12000	3000-12000
		7500	7500	7500	7500
praní zeminy	tuna	3000-7000	3000-7000	5000-10000	2000-7000
		5000	5000	7500	4500
termální desorpce	tuna	4000-15000	4000-15000	5000-15000	-
		9500	9500	10000	-
zřízení dekontaminační	m <sup>2</sup>	1000-2000	2000-3000	-	-
		15000	2500	-	-
solidifikace / stabilizace	tuna	-	-	4000-6000	800-6000
				5000	3400
spalování	tuna	4000-12000	4000-12000	6000-12000	-
		8000	8000	8000	-
skládkování	tuna	4000-10000	4000-10000	4000-10000	4000-10000
		7000	7000	7000	7000

\*Je-li metoda hodnocena jako nevhodná pro daný kontaminant, cena není uvedena.

### 3.7.3 Využití žížal při remediaci

Žížaly jsou velkým přínosem pro kvalitu půdy, především pak pro její fyzikální a chemické vlastnosti. Řada studií se ale také zabývá jejich využitím při bioremediacích. Bioremediace je vlastně definována jako proces, kdy se živé organismy používají ke snížení nebo odstranění environmentalní zátěže. Mohla by tak být zajímavou biologickou technologií, pro zajištění správných biofyzikálních vlastností ekosystému (Iordache and Borza, 2011).

Vše svědčí o tom, že žížaly jsou vynikajícími bioindikátory půdního ekosystému a mají řadu vlastností potřebných pro biomonitoring (Muys and Granval, 1997). Jsou velké, početné, snadno se vzorkují a identifikují. Žížaly jsou široce rozšířeny, jsou relativně imobilní, také jsou v přímém kontaktu se zemínou, ve které žijí a konzumují zde velké množství tohoto substrátu. Toxické látky nemusí být pro žížaly přímo letální, ale mohou mít také vliv na tempo růstu, chování, rozmnožování a některé chemikálie se mohou akumulovat přímo v jejich tkáních (Edwards and Bohlen, 1996). Žížaly mohou přežít i vysoké koncentrace znečišťujících látek. Např. Campos (2013) uvádí, že *Eisenia fetida* přežila v půdě kontaminované 3500 mg kg<sup>-1</sup> TPH (celkové množství ropných látek) či *Eisenia andrei* 100 mg kg<sup>-1</sup> karbendazimu. Podle další studie Žaltauskaite and Sodiene (2013) bylo zjištěno, že kadmium a olovo mají dopad na životní cyklus juvenilního stádia druhu *Eisenia fetida*. Byl pozorován pomalejší růst, delší dospívání a snížení reprodukce. To může mít zásadní vliv na velikost a rychlost růstu populace. Nízké hladiny kontaminace tedy mohou být detekovány pravidelným monitoringem. Analýza tkáně žížal tedy může být dobrým indexem biologické dostupnosti těžkých kovů v půdě (Edwards and Bohlen, 1996). V posledních letech jsou také žížaly jedním z nejčastějších druhů využívaných k testování posouzení potencionálního nebezpečí pro životní prostředí. Čtyřiceti osmi hodinový kontaktní test je pak rychlým a efektivním způsobem k vyhodnocení akutní toxicity (Abou-Donia, 2015). Žížaly byly také použity jako bioindikátoři radioaktivního znečištění půdy. Některé úrovně záření jsou však pro žížaly toxické a další mají vliv na jejich reprodukci a způsobují změny ve struktuře epitelu střeva (Edwards and Bohlen, 1996).

Hlavním problémem při využití žížal k biomonitoringu kontaminovaných půd nebo jiného materiálu, je to, že často není známa povaha znečišťující chemické nebo směsi kontaminujících látek v půdě (Edwards and Bohlen, 1996).

Žížaly mohou akumulovat těžké kovy z kontaminovaných půd a dalších médií. Pravděpodobně akumulují mnohem vyšší hladinu kovů než většina ostatních živočichů žijících v půdě (Edwards and Bohlen, 1996). Trávicí systém žížal je zřejmě schopen oddělit



ionty těžkých kovů, pocházejících z organického odpadu. Ionty těžkých kovů se poté neuvolňují do okolního prostředí půdy, ale díky různým enzymatickým procesům jsou vstřebány do jejich tkání (Inderscience Publishers, 2012).

Žížaly tvoří důležitou složku suchozemských potravních řetězců. Jsou loveny značným množstvím ptáků, obojživelníků, plazů a dalších obratlovců. Ti pak hromadí těžké kovy ve svých tkáních nebo jsou obsaženy v jejich střevech a mohou být snadno předávány dál v potravním řetězci (Edwards and Bohlen, 1996).

Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU) patří mezi jedny z nejdůležitějších kontaminantů v mnoha urbánních i zemědělských půdách. Jsou nebezpečné pro životní prostředí, protože jejich přeměna v organismu může produkovat metabolity, které jsou mutagenní nebo karcinogenní. Bylo zjištěno, že PAU se mohou hromadit v tělesných tkáních žížal (Šašek et al., 2003). Dle další studie Campos et al. (2013), žížaly mohou eliminovat PAU. Tato skutečnost ovšem nebyla ovlivněna typem půdy nebo jejím pH, ale stěžejní roli v remediaci hrály konkrétní druhy žížal. Nejvyšší odstranění PAU (např. anthracen, pyren, chrysen, benzo (a)pyren, atd.) vykazovaly druhy *Eisenia fetida*, *Dendrobaena veneta* či *Perionyx excavatus*. Ve všech případech se jedná o epigeické druhy. Podobně se žížaly používají i při hodnocení kontaminace polychlorovanými bifenyly (PCB). Byly úspěšně použity jako bioindikátoři znečištění půdy dioxiny po výbuchu chemické továrny poblíž Seveso v Itálii v roce 1976 (Martinucci et al., 1983).

Negativní vliv na přežití a reprodukci žížal mohou mít také různé herbicidy, pesticidy, insekticidy a fungicidy a to zejména při vyšší koncentracích ( $> 25 \text{ mg kg}^{-1}$ ). Účinek ovšem závisí na druhu žížaly, typu kontaminátu a jeho koncentraci. Bylo zjištěné dle studie Kersanté et al. (2006); Schreck et al. (2008), že endogeické druhy (*Aporrectodea caliginosa*) při vysokých hustotách eliminovaly nízké kontaminace herbicidů ( $> 80\%$ ) bez přídavku potravy. Tento druh by tedy mohl být použit pro vermiremediace půdy a také pro zjištění nízké koncentrace nečistot.

Z toho vyplývá, že žížaly mohou usnadnit remediaci kontaminovaného místa. Některé žížaly odolávají vysoké koncentraci nečistot a mohou tak být použity pro urychlení jejich odstranění. Podle některých studií mohou být žížaly využity k tzv. „dočištění“ a závěrečnému odstranění kontaminantů z půdy jako konečný krok bioremediace. Nicméně, půdní podmínky musí být příznivé, například dostatečný obsah vody či dostatek potravy. Je však třeba vzít v potaz náklady, jelikož jejich cena může být příliš vysoká, aby byla provedena remediace velkých oblastí (Campos et al., 2013).

## 4 Závěr

Tato bakalářská práce byla zpracována s cílem popsat žížaly čeledi Lumbricidae a nastínit jejich potenciální využití při remediaci kontaminovaných půd.

Žížaly jsou významnou součástí půdy – mají vliv na její úrodnost, pórovitost, strukturu a mnoho dalších jistě prospěšných vlastností. Důležitá je také kooperace mezi žížalami a půdními mikroorganismy. Jsou též vhodnými bioindikátory znečištění a používají se v řadě ekotoxikologických testů. Z těchto faktů vyplývá potenciál v použití žížal při procesech remediací, jenž by žížaly mohly usnadnit a urychlit.

Během bioremediace půd se využívají především vybrané mikroorganismy, které při styku s kontaminanty produkují enzymy a tím je přeměňují na méně škodlivé nebo je dokonce eliminují. Žížaly také mohou akumulovat a vstřebávat ve svých tkáních polutanty a v interakci se střevní mikroflórou je mohou degradovat. Jelikož stále více roste poptávka po ekologicky šetrných a bezpečných dekontaminacích, mohla by být bioremediace za pomoci žížal potenciálně úspěšnou metodou.

## 5 Seznam literatury

ABOU-DONIA, M., 2015. Mammalian Toxicology. John Wiley & Sons Ltd, United Kingdom. p. 720. ISBN: 9781119940418.

ANONYMOUS: Definice půdy. Ministerstvo životního prostředí České republiky [online]. [2007] [cit. 2015-03-28]. Dostupné z <[http://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/definice\\_pudy/\\$FILE/OOHPP-Definice\\_pudy-20080820.pdf](http://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/definice_pudy/$FILE/OOHPP-Definice_pudy-20080820.pdf)>

ANONYMOUS: Poškození půdy kontaminací. Ministerstvo životního prostředí České republiky [online]. [2007] [cit. 2015-02-13]. Dostupné z <[http://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/poskozeni\\_pudy\\_kontaminaci/\\$FILE/OOHPP-Poskozeni\\_%20pudy\\_kontaminaci-081119.pdf](http://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/poskozeni_pudy_kontaminaci/$FILE/OOHPP-Poskozeni_%20pudy_kontaminaci-081119.pdf)>

ANONYMOUS: Rámcové náklady na nápravu ekologické újmy na půdě a vodě. Metodický pokyn odboru environmentálních rizik a ekologických škod Ministerstva životního prostředí pro provádění základní hodnocení rizika ekologické újmy, Rámcové náklady na nápravu ekologické újmy na půdě a vodě [online]. [2012] [cit. 2015-03-30]. Dostupné z <[http://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/hodnoceni\\_rizika\\_ekologicke\\_ujmy\\_metodicky\\_pokyn/\\$FILE/OERES-Priloha%20\\_1\\_%20MP-20120507.pdf](http://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/hodnoceni_rizika_ekologicke_ujmy_metodicky_pokyn/$FILE/OERES-Priloha%20_1_%20MP-20120507.pdf)>

BEVELANDER, G., NAKAHARA, H. 1959. A Histochemical and Cytological Study of the Calciferous Glands of *Lumbricus terrestris*. Physiological Zoology. 32. 40-46.

CAMPOS, J. R., DENDOOVEN, L., BERNAL, D. A., RAMOS, S. M. C. 2014 Potential of earthworms to accelerate removal of organic contaminants from soil: A review. Applied Soil Ecology. 79. 10-25.

Competition Science Vision. 2006. Pratiyogita Darpan Group in India. 4. 233-235.

Competition Science Vision. 2007. Pratiyogita Darpan Group in India. 4. 215-224.

Česko. Vyhláška MŽP č. 13 ze dne 29. prosince 1993, kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu. In: Sbíрка zákonů České republiky. 1993. 21 s. Dostupné z <  
<http://portal.gov.cz/app/zakony/zakonPar.jsp?idBiblio=41511&nr=13~2F1994&rpp=15#local-content>>

DAVIS, T. S. 2002. Brownfields: A Comprehensive Guide to Redeveloping Contaminated Property. American Bar Association. p. 1077. ISBN: 1570739617.

EDWARDS, C. A. 2004. p. 456. Earthworm ecology. CRC Press. ISBN: 084931819X.

EDWARDS, C. A., BOHLEN P. J. 1996. Biology and Ecology of Earthworms. Chapman & Hall. p. 426. ISBN: 0412561603.

EDWARDS, C. A., LOFTY, J. R. 1977, Biology of Earthworms. Springer Science+Business Media Dordrecht. p. 334. ISBN: 9780412149405.

EVANS, M. G., FURLONG, J. C. 2003. Environmental Biotechnology. John Wiley & Sons, LTD. p. 290. ISBN: 0470843721.

FIEDLER, H. 2003. Persistent Organic Pollutants. Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York. p. 445. ISBN: 3540437282.

CHRISTY, A. M. V. 2014. Vermitechnology. MJP Publishers. p. 132. ISBN: 9788180942525.

Inderscience Publisher. Bioremediation of toxic metals using worms: Earthworms soak up heavy metal. ScienceDaily. Srpen 2012 Dostupné z <  
<http://www.sciencedaily.com/releases/2012/08/120816133420.htm>>

IORDACHE, M., BORZA, I. Remediation of several chemical properties of soil through earthworm activity. 2011. Research Journal of Agricultural Science. 43. 101-105.

ISKANDAR, I. K. 2001. Environmental Restoration of Metals-Contaminated Soils. Lewis Publishers. p. 306. ISBN: 156670457X.

JAIN, P. K., HANSRA, B. S., CHAKRABORTY, K. S., KURUP, J. M. 2010. Sustainable Food Security. First Published. p. 401. ISBN: 8183243568.

JEFFERY, S., GARDI, C., JONES, A., MONTANARELLA, L., MARMO, L., MIKO, L., RITZ, K., PERES, G., RÖMBKE J., VAN DER PUTTEN, W. H. 2010. European Atlas of Soil Biodiversity. European Commission, Publications Office of the European Union. Luxemburg. p. 128. ISBN: 9789279158063.

KALINA, M. 2004. Kompostování a péče o půdu. Grada. 116 s. ISBN: 8024709074.

KARACA, A. 2011. Biology of Earthworms. Springer Heidelberg Dordrecht London New York. p. 316. ISBN: 9783642146350.

KERSANTÉ, A., MARTIN-LAURENT, F., SOULAS, G., BINET, F. 2006. Interactions of earthworms with Atrazine-degrading bacteria in an agricultural soil. FEMS Microbiology Ecology. 57. 192–205.

LEE, K. E. 1985. Earthworms, their ecology and relationships with soils and land use. Academic Press. New York. p. 411. ISBN: 0124408605.

LHOTSKÝ, J. 1994. Kultivace a rekultivace půd. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy Praha. 198 s.

MAREK, M., OPATOVÁ, H., VOLDŘICH, M. 1996. Odpady a druhotné suroviny v zemědělsko-potravinářském komplexu. Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava. 125 s. ISBN: 8070783826.

MARTINUCCI, G. B., CRESPI, P., OMODEO, P., OSELLA, G., TRALDI, G. 1983. Earthworms and TCDD (2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin) in Seveso. In: Satchell, J. E. (ed.). Earthworm Ecology: From Darwin to Vermiculture. Springer Netherlands. 275-283.

MISRA, S. G., MANI, D. 2009. Soil Pollution. A P H Publishing Corporation. p. 210. ISBN: 8189981310.

MUYS, B., GRANAVAL, P. 1997. Earthworms as bio-indicators of forest site quality. Soil Biology and Biochemistry. 29. 323-328.

NATHANAIL, J., BARDOS, P., NATHANAIL, P. 2007. Contaminated Land Management: Ready References. Land Quality Press and EPP Publications Ltd. p. 170. ISBN: 0954747461.

NĚMEČEK, J., VÁCHA, R., PODLEŠÁKOVÁ, E. 2010. Hodnocení kontaminace půd v ČR. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i. 150 s. ISBN: 9788086561024.

NICHOLLS, J. 2008. Mole Catching: A Practical Guide. The Crowood Press Ltd. p. 112. ISBN: 9781847974709.

OTTEN, A. M., ALPHENAAR, A., PIJLS, C., SPUIJ, F., DE WIT, H. 1997. In Situ Soil Remediation. Kluwer Academic Publishers. p. 115. ISBN: 0792346351.

PIERZYNSKI, G. M., SIMS, J. T., VANCE, G. F. 2005. Soils and Environmental Quality. CRC Press, Taylor & Francis Group. p. 572. ISBN: 100849316162.

PIŽL, V. 2002. Žížaly České republiky. Sborník Přírodovědného klubu v Uherském Hradišti. 154 s. ISBN: 8086485048.

POMMERESCHE, R., HANSEN, S. et al. 2010. Žížaly a jejich význam pro zlepšování kvality půdy. Olomouc: Bioinstitut. 24 s. ISBN: 9788087371022.

SCHRECK, E., GERET, F., GONTIER, L., TREILHOU, M., 2008. Neurotoxic effect and metabolic responses induced by a mixture of six pesticides on the earthworm *Aporrectodea caliginosa* nocturna. Chemosphere 71. 1832–1839.

SIMS R. W., GERARD B. M. 1999. Earthworms. Published for The Linnean Society of London and The Estuarine and Coastal Science Association by Field Studies Council. Shrewsbury. p. 171. ISBN: 9004075828.

SINGH, A., WARD, O. P. 2004. Biodegradation and Bioremediation. Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York. p. 309. ISBN: 3540211012.

STROO, H. F., WARD, C. H. 2010. *In Situ* Remediation of Chlorinated Solvent Plumes. Springer New York Heidelberg Dordrecht London. p. 786. ISBN: 9781441914019.

ŠAŠEK, V., GLASER, J. A., BAVEYE, P. 2003. The Utilization of Bioremediation to Reduce Soil Contamination: Problems and Solutions. Kluwer Academic Publishers. p. 436. ISBN: 1402011415.

TAN, K. H. 2000. Environmental soil science. Marcel Dekker, Inc., New York. p. 480. ISBN: 0824703405.

VINCENT, W. 2012. The Complete Guide to Working with Worms. Atlantic Publishing Group, Inc. p. 288. ISBN: 9781601385994.

ŽALTAUSKAITE, J., SODIENE, I. 2014. Effects of cadmium and lead on the life-cycle parameters of juvenile earthworm *Eisenia fetida*. Ecotoxicology and Environmental Safety. 103. 9-16.

**Internetové a jiné zdroje:**

<http://www.smithlifescience.com/>

<http://old.vscht.cz/uchop/CDmartin/3-kontaminanty/6.html>