

DISPOSING OF BIOLOGICALLY HARDLY DEGRADABLE ORGANIC POLLUTANTS IN SOLID MATRICES

ZNEŠKODNĚNÍ BIOLOGICKY TĚŽKO ROZLOŽITELNÝCH POLUTANTŮ V PEVNÝCH MATRICÍCH

Vít Matějů

Envisan-GEM, a.s., Biotechnologická divize, Radiová 7, Praha 10, e-mail: envisan@mbox.vol.cz

Abstract:

There exist many organic pollutants, which are not readily completely biodegraded. These could be polychlorinated biphenyls (PCBs), polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), explosives (like RDX, HMX, TNT) and many more. One way how to reduce their risk for environment is their biotransformation and following bioimmobilization or biostabilization. In this case the pollutant is not completely destroyed, but it is transformed to forms, which are less toxic and pose reduced risk to environment. Most common mechanism is sorption of biologically transformed molecules of pollutant to humic substances produced by composting or similar process.

We employ combination of composting and biostabilization for treatment of soil contaminated with PAHs in full-scale. The reductions of toxicity as well as concentration of individual PAH were very efficient.

Keywords:

organic pollutant, PCB, PAH, explosive, bioimmobilization, biostabilization, composting

Úvod

Těžko rozložitelné polutanty, jako jsou polyaromatické uhlovodíky s více aromatickými jádry, chlorované herbicidy a pesticidy, některé výbušniny, polychlorované dioxiny a furany a další látky jsou biologicky obtížně rozložitelné, často se v přírodních podmínkách jen biotransformují, někdy na produkty toxičtější než byly původní látky.

V několika posledních letech se pro zneškodnění, nikoli odstranění, biologicky těžko rozložitelných polutantů využívají inovační integrované technologie, které neusilují o totální destrukci polutantů, ale jejich filosofií je biologická nebo chemická transformace následovaná imobilizací či stabilizací v ošetřované matrici. Při tomto přístupu nelze využívat klasické hodnocení výsledků sanace podle absolutních koncentrací polutantů v matrici, ale používá se různých integrovaných nástrojů, které využívají hodnocení ekotoxikologického potenciálu, transportních možností, biologické dostupnosti a dalších vlastností vzniklých komplexů.

Základními procesy využívanými v těchto inovačních technologiích jsou transformace (biologické, chemické) polutantu na produkty, které jsou schopné pevných vazeb na matrici a tím snížení biologické dostupnosti, zamezení transportu v horninovém prostředí. Inovační technologie biostabilizace a bioimobilizace vznikly také při řešení projektu programu TANDEM financovaného z prostředků Ministerstva průmyslu a obchodu České republiky. Vyvinutá technologie již byla úspěšně použita pro bioimobilizaci polycyklických aromatických uhlovodíků ve Švédsku – ošetřené množství 3500 tun.

Biostabilizace je novým přístupem k odstraňování především starých ekologických zátěží, kde převládají polutanty ve zvětralé formě, často transformované přírodními, především biologickými procesy, takže dochází k sorpci na půdní částice a záměrně v systému vytvořené huminové látky a k biologické nedostupnosti a imobilizaci transformovaných molekul polutantů.

V současné legislativě Českého státu má biostabilizace a bioimobilizace jen velmi malé šance na uplatnění, především vzhledem k tomu, že zásadní rozhodování vychází především z absolutních čísel chemické analýzy bez toho, že by byla hodnocena forma sledovaného polutantu, jeho mobilita, biologická dostupnost a ekotoxikologické působení. Biostabilizace a bioimobilizace je v podstatě

využití (ve většině případů přirozených) biologických procesů nikoli k odstranění polutantu, ale k jejich stabilizaci a solidifikaci. Forma polutantu, která vznikne biologickým působením, je silně vázána na určité složky horninového prostředí, stává se za normálních podmínek nemobilní a tím prakticky nepůsobí žádné nebezpečí, pokud by kontaminovaná matrice nebyla například přímo konzumována. Výsledky testů ekotoxicity mohou velice dobře posloužit k hodnocení vlivu pevných matric s kontaminací na rostliny a půdní organismy, pokud jsou aplikovány v kontaktním uspořádání. S využitím komplexního přístupu k posuzování rizik a stanovování konečných limitů sanace podle skutečných vlastností polutantů a předpokládaného využívání lokality lze dosáhnout podstatného snížení nákladů na sanaci a zkrácení sanačních prací.

Biostabilizace polycyklických aromatických uhlovodíků (PAU)

Biostabilizace je jednou z cest, jak překonat nepříliš dobré výsledky velmi obtížné biologické degradace PAU s vyšším počtem aromatických kruhů v molekule. Mikrobiologické procesy mohou snižovat koncentraci uhlovodíků v půdě či sedimentech na koncentrace, které již nepůsobí nepříjemné riziko životnímu prostředí či lidskému zdraví. Nicméně uhlovodíky, které zůstávají ve vyčištěné zemině či sedimentech, stále ještě nemusí splňovat legislativní koncentrační limity, i když reprezentují pro lokalitu specifické, z hlediska životního prostředí akceptovatelné riziko. Toto nevyřešené dilema spojené s biologickou dostupností zbytkového znečištění a jeho vlivu na životní prostředí a zdraví lidí se stává středem zájmu nejen výzkumných pracovníků, ale i legislativních úředníků a kontrolních orgánů zodpovědných za likvidaci starých ekologických zátěží. Velmi důležité je správně porozumět interakcím mezi polutanty a půdou a jejich vlivu na biologickou dostupnost a toxicitu. To zvláště platí pro PAU. Silná sorpce PAU a jejich pomalé uvolňování z půdy jsou jednou z několika překážek čištění půdy a také impulsem pro nastavení nových limitů sanací a posuzování rizika. Platí to zejména pro biologické čištění PAU, kde jedním z nejvýznamnějších pro lokalitu specifických faktorů je dostupnost sloučenin adsorbovaných a absorbovaných na a v půdní hmotě a jak tato imobilizace ovlivňuje rychlost čištění a akceptovatelné toxikologické konečné koncentrace.

Biostabilizace může podstatně zlepšit výsledky sanačních zásahů při eliminaci negativních vlivů kontaminace PAU na životní prostředí. Biostabilizace je biodegradace dostupných a biodegradovatelných polutantů a ponechání imobilizovaných a biologicky nedostupných polutantů v zemině či sedimentu. Tento sanační postup je stále ve vývoji a nebyly doposud stanoveny přesné limity ani způsoby, jak je stanovovat. Jen málo práce bylo uděláno při výzkumu využitelnosti biostabilizace při ošetření říčních sedimentů a bahna z rybníků. Jedna z hypotéz říká, že zbytkové uhlovodíky po biologickém ošetření by mohly reprezentovat akceptovatelný limit sanace. Toto je významný koncept, ale pro jeho všeobecné přijetí je třeba znát lépe rychlosti a mechanismy uvolňování PAU, mechanismy vazby PAU v půdě apod. Je třeba vytvořit korelační vztahy mezi vazbou PAU a různými formami organické hmoty v půdě.

Jedna z cest biologické stabilizace polutantů je fytostabilizace. V tomto případě dochází k fyzikální stabilizaci polutantů, která zabraňuje tomu, aby se polutant znovu uvolňoval do životního prostředí. Rostliny, které se pro fytostabilizaci používají, by měly být schopné vyvinout hustý kořenový systém, aby byl zaručen co největší povrch pro působení na kontaminovanou půdu.

Biostabilizace PCB

Biodegradace PCB různými bakteriemi včetně kmene *Burkholderia* sp. LB 400 je často neúplná a dochází přitom k akumulaci metabolických meziproduktů (Cámara a kol., 2004). I když mikroorganismy hrají velmi důležitou roli v koloběhu uhlíku i v odstraňování odpadních organických látek ze životního prostředí, v některých případech nejsou schopné odstranit POP. Často je účelnější tyto POP pouze transformovat na méně toxické meziprodukty, imobilizovat je, či je biologicky stabilizovat. Mezi POP patří i PCB, které jsou v současné době rozšířeny v životním prostředí, i když jejich používání bylo zakázáno v sedmdesátých letech minulého století. V současné době jsou akumulovány především v sedimentech, vodě a organismech včetně člověka.

Přestože množství organických polutantů se daří velmi úspěšně biologicky rozkládat a odstraňovat ze životního prostředí, biologický rozklad PCB je zatím jen málo účinný a jeho zákonitosti nejsou dobře

známy (Cámara a kol., 2004). Bifenylová metabolická cesta je kódována *bph* a je přítomna v mnoha bakteriálních druzích. PCB se používaly jako směs kongenerů. Metabolickou bifenylovou cestou se transformuje mnoho PCB jako 2,6-CB, 3-3'-CB, 4-4'-CB, 2,3,3'-CB, 2,4,4'-CB, 2,4,5'-CB a 2,5,2',5'-CB. Transformace je částečná a vytváří se množství metabolických intermediátů včetně dihydroderivátů a dalších dead-end produktů (Seah a kol., 2000, Bedard, 1990). Některé metabolity jsou toxické a negativně ovlivňují další průběh biodegradace. Vysoká toxicita pro bakterie byla prokázána například pro 2,3-dihydroxybifenyl. Proto byla velká pozornost věnována pozměněným strategickým přístupům, které nesměřují k totálnímu rozkladu POP a mezi nimi PCB, ale směřují ke stabilizaci a imobilizaci těchto POP v matricích. Tímto novým přístupem lze dosáhnout podstatného omezení negativního působení PCB na životní prostředí a rizik plynoucích z jejich přítomnosti. Tento postup nelze aplikovat generálně, ale na mnoha kontaminovaných lokalitách lze dosáhnout požadovaných účinků s mnohem nižšími náklady a v kratším čase.

Bioremediační technologie využívající kompostování a bioimobilizace polutantu do organického podílu

Kompostování jako součást remediační technologie vychází z postupu, při kterém je kontaminovaná půda směšována s organickými kompostovatelnými materiály. V průběhu kompostování jsou současně degradovány či biologicky transformovány polutanty především aktivním mikrobiálním konsorciem z kompostu. Kompostování je poměrně novým remediačním postupem, o kterém je zatím velmi málo známo. Navíc zatím nelze dobře odhadnout, jaký podíl na snížení koncentrace polutantu má ředění, biodegradace a bioimobilizace a biosorpce (Delgado-Moreno a Pefia, 2009).

Výbušniny

Výbušniny jako TNT a RDX byly předmětem intenzivního studia, protože v průmyslových zemích (např. Kanada, USA, SRN, Francie) existuje několik tisíc lokalit kontaminovaných tímto druhem polutantu. Kompostování jako čisticí metoda bylo studováno několika vědeckými týmy. Kaplan a Kaplan (1982) popsali biotransformaci ¹⁴C-značeného TNT termofilními organismy při kompostování. Tato studie nezjistila žádnou mineralizaci TNT, přestože ¹⁴C-značené redukční produkty TNT včetně různých aminonitrotoluenů byly v kompostovacím systému prokázány. Tato studie však prokázala, že značná část přítomných polutantů a biotransformačních produktů byla navázána do huminové frakce a že množství imobilizovaného ¹⁴C-značeného uhlíku se zvyšovalo s dobou kontaktu s kompostem. Isbister a kol. (1984) studovali kompostování jako postup pro degradaci a imobilizaci ¹⁴C-značeného TNT a ¹⁴C-značeného RDX v půdě. Zjistili, že koncentrace obou polutantů se velmi rychle snižovaly po dobu šesti týdnů kompostování. RDX byl degradován na CO₂ a výluh z kompostu nevykazoval mutagenitu. Nebyly zjištěny žádné důkazy o tom, že by byl mineralizován aromatický kruh TNT. Značený ¹⁴C z TNT byl inkorporován do huminových látek z kompostu. Autoři předpokládali, že docházelo k polymerizaci ¹⁴C-TNT do nerozpustných organických molekul. To je v souladu s výsledky Penningtona a kol. (1995), kteří zjistili, že nedochází k mineralizaci ¹⁴C-TNT, ani k jeho těkání do atmosféry. Jedinými prokázanými transformačními produkty byly zjištěny aminodinitrotolueny. Dominantním pochodem probíhajícím ve studovaném systému kompostování byla inkorporace ¹⁴C uhlíku do organického podílu kompostu. 32 % ¹⁴C aktivity bylo spojeno s celulosou, 22 % s huminem a 18 % s fulvovými kyselinami.

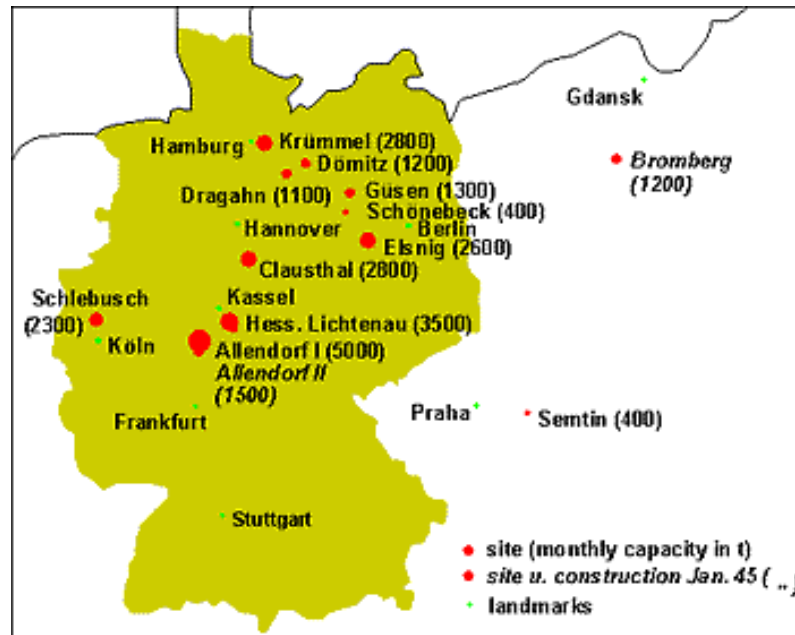
Williams a kol. (1992) studovali použitelnost kompostování pro bioremediaci sedimentů kontaminovaných TNT a půdy kontaminované nitrocelulosou za termofilních a mesofilních podmínek. Za termofilních podmínek byl extrahovatelný TNT snížen z 11840 mg.kg⁻¹ na 3 mg.kg⁻¹ a nitrocelulosa z 13090 mg.kg⁻¹ na 16 mg.kg⁻¹.

Za mesofilních podmínek rozpouštědlem extrahovatelný TNT byl redukován z 11190 mg.kg⁻¹ na 50 mg.kg⁻¹. Autoři také vypočetli poločas rozpadu pro TNT, oktahydro-1,3,5,7-tetranitro-1,3,5,7-tetraazocin (HMX) a RDX v kontaminovaných sedimentech a nitrocelulose v kontaminované půdě. Hodnoty se podstatně lišily při termofilních a mesofilních podmínkách. Poločasy za termofilních podmínek byly pro TNT 11,9 dne, pro RDX 17,3 dne, pro HMX 22,8 dne, za mesofilních podmínek byly poločasy rozpadu pro TNT 21,9 dne, pro RDX 30,1 dnů a pro HMX 42 dnů. Výsledky ukázaly,

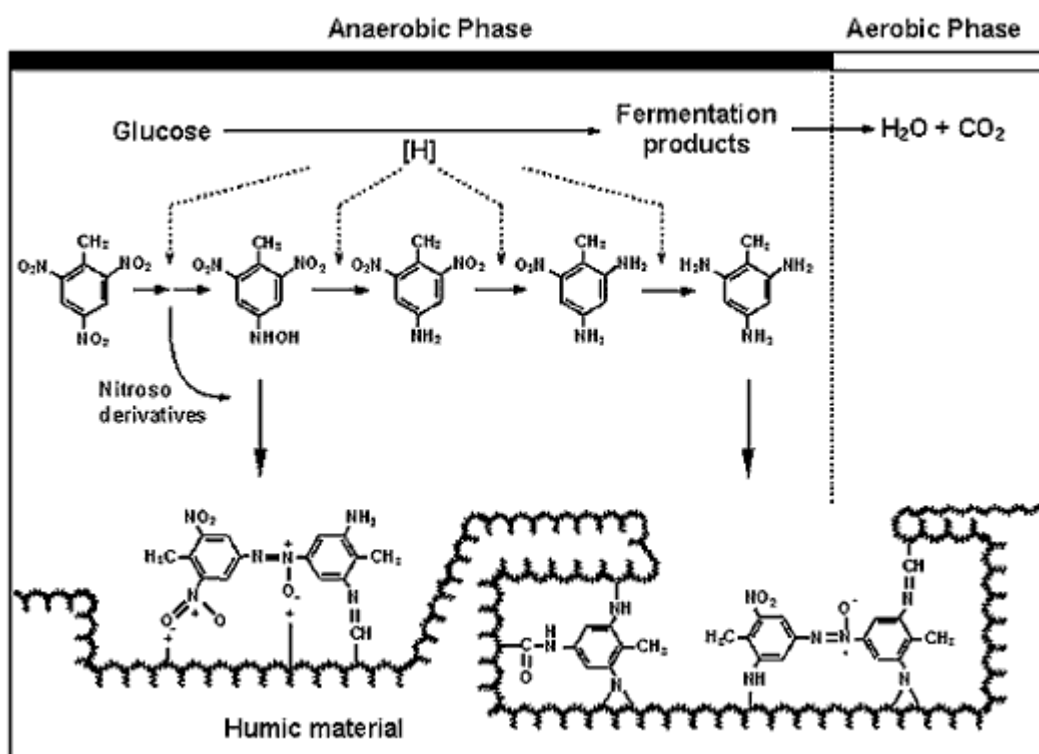
že koncentrace rozpouštědlem extrahovatelných výbušnin byly během kompostování významně sníženy. Předpokládané mechanismy pro snížení jsou podle autorů následující:

- i. sorpce do kompostové matrice,
- ii. inkorporace do molekul stálých v životním prostředí jako jsou huminové komplexy,
- iii. degradace na CO_2 , H_2O a další anorganické molekuly.

Caton a kol. (1994) zjistili, že ^{14}C -TNT se v průběhu kompostování trvajícím 90 dnů objevil v mnoha frakcích. Našli 1,2 % značeného ^{14}C v labilních frakcích, 17,9 % v nerozpustné frakci, 56,8 % v nerozpustné, ale hydrolyzovatelné frakci a 4,7 % v neextrahovatelné frakci. Přestože se jim podařilo identifikovat značený ^{14}C v různých frakcích, nebyli schopni říct, zda se jedná o původní ^{14}C -TNT nebo o jeho metabolity.



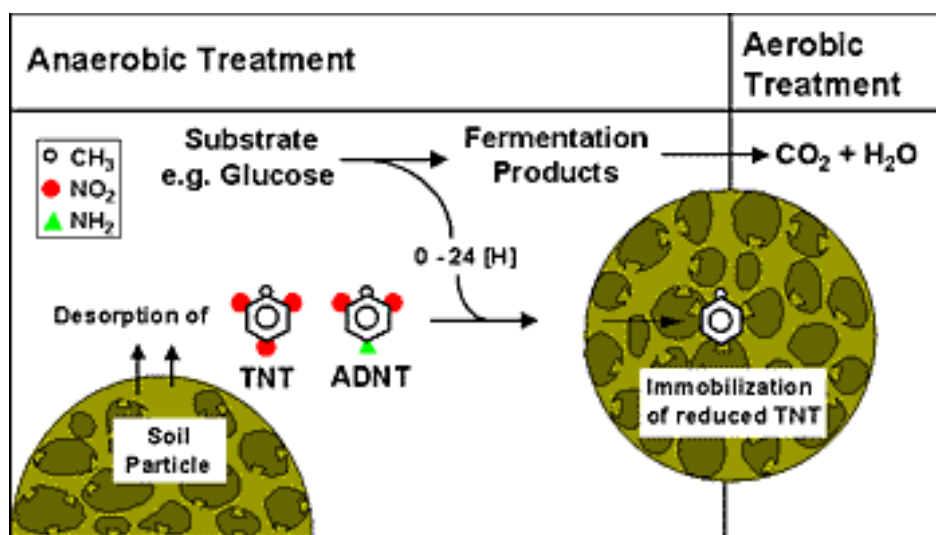
Obrázek č. 1 Výroba TNT za 2. světové války



Obrázek č. 2 Schéma biologické imobilizace transformačních produktů TNT na huminové látky vzniklé v průběhu kompostování kontaminované půdy s organickými materiály. Proces v dvoustupňovém uspořádání, I. fáze je anaerobní, následná fáze je aerobní odbourávání (Fraunhofer IGB, 2002)

Breitung a kol. (1996) studovali bioremediaci půdy kontaminované TNT se dvěma různými způsoby kompostování. Tato studie se snažila objasnit biodegradační a bioimobilizační procesy, které vedly k detoxifikaci kontaminované půdy. První kompostovací systém byl celou dobu aerován, druhý měl prvních 65 dnů anaerobní fázi a aerace byla spuštěna na dalších 95 dnů. V aerovaném systému došlo k rychlému poklesu koncentrace extrahovatelného (snížení přibližně 92 %), TNT však byl detekovatelný ještě po 28 dnech.

V anaerobním/aerobním systému byl při anaerobní fázi prakticky všechen TNT převeden na aminodinitrotolueny a úplně odstraněn z extrahovatelné fáze při aerobním procesu. Výsledkem tohoto biodegradačního procesu bylo snížení toxicity půdy (prokázané testací vodného výluhu luminiscenčními bakteriemi). Prodloužení doby kompostování snižovalo toxicitu půdy, takže se prokázal příznivý vliv délky trvání kompostovacího procesu na snižování koncentrace polutantů a jejich biotransformačních produktů. Novější práce Bruns-Nagela a kol. (1998) byly zaměřeny na kompostování zeminy kontaminované TNT se sekanou cukrovou třtinou a slámou. Prvních 19 dnů probíhal proces anaerobně, potom dalších 58 dnů aerobně. Na počátku za anaerobních podmínek bylo 90 % TNT transformováno na mono- a diaminonitrotoluenové meziproducty, které byly dále za aerobních podmínek transformovány na méně toxické acetylované a formylované metabolity. Výsledky popsanych studií ukazují vznik transformačních produktů z TNT. Nikde se však nehovoří o mineralizaci TNT nebo jeho metabolitů v popisovaných kompostovacích systémech.



Obrázek č. 3 Schéma bioimobilizace TNT (Fraunhofer IGB, 2002)

Polyaromatické uhlovodíky

Polyaromatické uhlovodíky jsou v mnoha případech perzistentními sloučeninami, jejichž klasická biodegradace je často velmi pomalá a ne příliš účinná. Adenuga a kol. (1992) a Barker a Bryson (2002) se pokoušeli degradovat pyren při kompostování směsi půdy a kalů z ČOV a prokázali, že při kompostování je pyren degradován. Vliv kompostování na degradaci benzo[a]pyrenu v půdě byl sledován v přítomnosti a v nepřítomnosti dřevokazné houby *Phanerochaete chrysosporium* (McFarland a Qiu, 1995, Yuan a kol., 2009). Tato studie ukázala, že přestože se zdálo, že benzo[a]pyren je odstraňován, nebyl zjištěn rozdíl mezi inokulovaným a neinokulovaným systémem v inokulovaném bylo odbouráno 65,6 %, v neinokulovaném 62,8 % po 95 dnech kompostování. Bylo pouze prokázáno, že rychlost odbourávání byla na počátku vyšší v systému inokulovaném dřevokaznou houbou. Analýza plynů prokázala, že prakticky žádný benzo[a]pyren neunikal ze systémů vytěkáním, ani nebyl transformován mineralizací na CO₂. Snížení koncentrace benzo[a]pyrenu bylo způsobeno prakticky ze 100 % vazbou benzo[a]pyrenu (60 %) nebo jeho transformačních produktů na částice kompostu. Výsledky také prokázaly, že přítomnost hub zvyšovala rychlost vazby na částice kompostu v prvních

30 dnech kompostování z $0,73 \text{ mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$ v nepřítomnosti hub na $1,58 \text{ mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$ v jejich přítomnosti. Ukázalo se však, že inokulace systému půda - kompost houbou *P. chrysosporium* byla neúčinná pro degradaci benzo[a]pyrenu po dobu 95 dnů. Ukázalo se však, že proces je velice účinný pro bioimobilizaci polutantů v matrici kompostu. Degradace PAU byla pozorována i při kompostování kalů z čistíren odpadních vod (Hua a kol., 2008).

Atagana (2004) použil drůbeží hnůj jako součást kompostovací směsi s kontaminovanou zemínou PAU. Doba kompostování byla 19 měsíců. Půda byla smíšená s drůbežím hnojem v poměru 4 : 1. Teplota po zahájení kompostování vzrostla na $60 \text{ }^\circ\text{C}$ po třech měsících. Koncentrace PAU se snížila o 96 až 100 %. Degradace 4 a 5 jaderných PAU byla podstatně pomalejší než 2 a 3 jaderných.

Wong a kol. (2003) studovali degradaci PAU v kompostovacím systému s vepřovou kejdou. Poměr kejdy k půdě byl 12,5 % hm., 25 % hm. a 50 % hm. Půda byla kontaminována uměle směsí fenanthrenu, anthracenu a pyrenu. Bylo dosaženo odstranění až 90 % vnesených PAU při 25 % hm. hnoje v kompostované směsi. Příklad neionogenní povrchově aktivní látky (přídavek $20 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, $40 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ a $100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$). V prvních dvou koncentracích přídavek neionogenní povrchově aktivní látky podstatně urychlil odbourávání PAU.

Jinou variantou kompostování směsi zemín kontaminovaných PAU z kreosotu a chlévskou mrvou a zeleninovými odpady studovali Atagana a kol. (2003). Půda, která byla kontaminována kreosotem v koncentraci $> 380\,000 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ byla před kompostováním směřována s chlévskou mrvou nebo směsí zeleninového odpadu v hmotnostním poměru 4 : 1. Kompostování probíhalo po dobu 19 měsíců. V základce s chlévskou mrvou se teplota po dvou měsících zvýšila na $45 \text{ }^\circ\text{C}$, v základce se zeleninou i v kontrole ke zvýšení teploty nedošlo a po celou dobu kompostování byla kolem $30 \text{ }^\circ\text{C}$. Oba systémy úspěšně redukovaly koncentrace PAU z 96 % až 100 %.

Kontaminace kreosotem je typickým příkladem směšné kontaminace. Kreosot je komplexní směsí PAU (~ 85 %), fenolických látek (~ 10 %), *N*-, *S*- a *O*-heterocyklických sloučenin (~ 5 %). V kreosotu se nachází celkem 150 až 200 sloučenin, avšak pouze ve velmi nízkých koncentracích, často nedosahující ani 1 %. Civilini (1994) popsal kompostovací proces s pevnými komunálními odpady a hnojivem pro eliminaci PAU z kreosotu. Při teplotě $45 \text{ }^\circ\text{C}$ kompostování odstranilo podstatnou součást vysokomolekulárních PAU po 15 dnech (tabulka č. 1).

Tabulka č. 1 Odstraňování PAU z půdy kontaminované kreosotem v % během kompostování (upraveno podle Civilini, 1994)

PAU	ODSTRAŇOVÁNÍ PAU BĚHEM KOMPOSTOVÁNÍ			CELKOVÉ ODSTRANĚNÉ MNOŽSTVÍ
	po 5 dnech	po 10 dnech	po 15 dnech	
Nafthalen	93,33	5,23	0	98,56
Acenafthalen	17,40	69,93	10,23	97,56
Fluoren	67,44	28,01	3,18	98,63
Fenanthren	75,90	18,87	3,21	97,98
Anthracen	57,14	30,32	10,23	97,69
Fluoranthren	45,47	37,94	9,25	92,66
Pyren	55,14	32,64	7,80	95,58
Benz[a]anthracen	34,18	22,15	25,30	81,63
Chrysen	27,39	18,80	41,16	87,35

Přestože autor uvažuje o odtěžení celkově 10 % všech PAU s výjimkou acenafthalenu, z něhož odtěženo ~ 54 %, bude patrně celkový odhad nadsazený. Tato studie odvozuje odstranění PAU podle analýzy na základě extrakce. V úvahu nejsou brány neextrahovatelné látky a produkty ani biotransformační a dead-end produkty, které mohou zůstat v systému, ale použitým přístupem je nelze postihnout. Z výsledků uvedených v tabulce č. 1 lze vidět, že jak se zvyšuje velikost molekuly i

molekulární hmotnost, současně se snižuje procento odstranění. Z těchto výsledků je možné usoudit, že část PAU se mohla sorbovat do matrice kompostu.

Podobně i Joyce a kol. (1998) studovali změny ve směsi tří a čtyřjaderných PAU (fluoren, anthracen, fenantren, pyren, benz[*a*]anthracen) při kompostování s pevným komunálním odpadem po dobu 60 dnů. Z této doby bylo 30 dnů aktivního kompostování a 30 dnů dozrávací fáze. Vedle aktivních biologických systémů byla prováděna i kontrola s HgCl₂. Porovnání výsledků biotických a abiotických pochodů ukázalo, že odbourávání PAU probíhalo pouze 30 dnů v průběhu aktivní fáze kompostování. Anthracen, fenantren a pyren byly účinně odstraňovány během kompostování převážně biotickými pochody. Fluoren byl příliš těžký a tak téměř 75 % ho odtékalo do atmosféry. Benz[*a*]anthracen byl rezistentní a biodegradace prakticky neprobíhala, 40 % až 50 % ho bylo odstraněno abiotickými pochody.

Ma a kol. (2003) studovali mikrobiální aktivitu během kompostování půdy kontaminované anthracenem. Kontaminovaná půda byla připravena uměle. Kompostování probíhalo ve směsi kontaminované půdy s kuchyňskými odpady při teplotě 56 °C až 59 °C v laboratoři. Jako inokulum byl mimo jiné používán i starý vyzrálý kompost, který obsahoval i aklimatizované mikroorganismy. Inokulace kompostem zvyšovala počty termofilních mikroorganismů, avšak neměla podstatnější vliv na odbourávání anthracenu. Během kompostování se měnila mikrobiální populace. Její složení určovaly především změny teploty. V termofilní fázi bylo mikrobiální osídlení vedle termofilních bakterií tvořeno ještě termofilními aktinomycetami. Při teplotách kompostu 56 °C až 59 °C byla rozmanitost mikrobiálního osídlení silně potlačena.

Závěr

Je zřejmé, že využití organických látek v půdě pro imobilizaci a solidifikaci organických a anorganických polutantů může být v budoucnosti široce využívanou technologií. Pro její rozšíření je však ještě třeba hlubšího poznání mechanismů, které se na biostabilizaci a bioimobilizaci podílejí a rovněž i úprava legislativy, především nové definice limitních koncentrací.

Použitá literatura

- [1] ADENUGA, A.O., JOHNSON, J.H. JR., CANNON, J.N., WAN, L. (1992): Bioremediation of PAH-contaminated soil via in-vessel composting, *Wat. Sci. Technol.* **26**:2331-2334
- [2] ATAGANA, H.I., HAYNES, R.J., WALLIS, F.M. (2003): Co-composting of soil heavily contaminated with creosote with cattle manure and vegetable waste for the bioremediation of creosote-contaminated soil, *Soil Sediment Contam.* **12**:885-899
- [3] BAKER, A.V., BRYSON (2002): Bioremediation of heavy metals and organic toxicants by -composting, *The Scientific World Journal* **2**:40
- [4] BEDARD, D.L. (1990): Bacterial transformation of polychlorinated biphenyls. In: D. Kamely, A. Chakrabarty a G.S. Omenn (Eds.) *Biotechnology and Biodegradation*, The Woodlands, TX, USA, Portfolio Publishing, pp. 369-388
- [5] BREITUNG, J., BRUNS-NAGEL, D., STEINBACH, K., KAMINSKI L., GEMSA, D., VON LÖW, E. (1996): Bioremediation of 2,4,6-trinitrotoluene-contaminated soils by two different aerated compost systems, *Appl. Microbiol. Biotechnol.* **44**:795-800
- [6] CÁMARA, B., HERRERA, C., GONZÁLEZ, M., COUVE, E., HOFER, B., SEEGER, M. (2004): From PCBs to highly toxic metabolites by the biphenyl pathway, *Environ. Microbiol.* **6**(8):842-850
- [7] CATON, J.E., HO, C.H., WILLIAMS, R.T., GRIEST, W.H. (1994): Characterization of insoluble fractions of TNT transformed by composting, *J. Environ. Sci. Health, Part A*, **29**:659-670
- [8] CIVILINI, M. (1994): Fate of creosote compounds during composting, *Microbiol. Europe* **2**:16-24
- [9] HUA, L., WU, W., LIU, X., CHEN, Y., MCBRIDE, M.B. (2008): Effect of Composting on Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Removal in Sewage Sludge, *Water, Air and Soil Pollution*, **193**(1-4):259-267
- [10] ISBISTER, J.D., ANSPACH, G.L., KITCHENS, J.F., DOYLE, R.C. (1984): Composting for decontamination of soils containing explosives, *Microbiologica* **7**:47-73
- [11] DELGADO-MORENO, L., PEFA, A. (2009): Compost and vermicompost of olive cake to bioremediate triazines-contaminated soil, *Science of the total environment*, **407**(5):1489-1495
- [12] JOYCE, J.F., SATO, C., CARDENAS, R., SURAMPALLI, R.Y. (1998): Composting of polycyclic aromatic hydrocarbons in simulated municipal solid waste, *water Environ.Res.* **70**:356-361

- [13] KAPLAN, D.L., KAPLAN, A.M. (1982): Thermophilic biotransformations of 2,4,6-trinitrotoluene under simulated composting conditions, *Appl. Environ. Microbiol.* 44:757- 760
- [14] MA, Y., ZHNG, J.Y., WONG, M.H. (2003): Microbial activity during composting of anthracene-contaminated soil, *Chemosphere*, 52:1505-1513
- [15] PENNINGTON, J.C., HAYES, C.A., MYERS, K.F., OCHMAN, M., GUNNISON, D., FELT, D.R., MCCORMICK, E.F. (1995): Fate of 2,4,6-trinitrotoluene in a simulated compost system, *Chemosphere*, 30:429-438
- [16] SEAH, S.Y.K., LABBÉ, G., NERDINGER, S., JOHNSON, M.R., SNIECKUS, V., ELTIS, L. (2000): Identification of a serine hydrolase as a key determinant in the microbial degradation of polychlorinated biphenyls, *J. Biol. Chem.* 275:15701-15708
- [17] WONG, J.W.C., WAN, C.K., FANG, M. (2003): Pig manure as co-composting material for remediation of PAH contaminated soil, *Environ. Technol.* 24:23-30
- [18] WILLIAMS, R.T., ZIEGENFUSS, P.S., SISK, W.E. (1992): Composting of explosives and propellant contaminated soil under thermophilic and mesophilic conditions, *J. Ind. Microbiol.* 9:137-144
- [19] YUAN, S.Y., SU, L.M., CHANG, M.W. (2009): Biodegradation of phenanthrene and pyrene in compost-amended soil *Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 44(7):648–653
- [20] HUA, L., WU, W., LIU, X., CHEN, Y., MCBRIDE, M.B. (2008): Effect of Composting on Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Removal in Sewage Sludge, *Water, Air and Soil Pollution*, 193(1-4):259-267