

## **INTEKO ATCZ42**

Uzavírání koloběhu živin  
Sborník konference



## „Inovace technologií při kompostování, využití kompostu a ochrana půdy“

### Operační program INTERREG A-V Rakousko - Česká republika

**Prioritní osa:** Podpora inovačních technologií s cílem zlepšit ochranu životního prostředí a účinnost zdrojů v odpadovém hospodářství, vodním hospodářství, pokud jde o půdu nebo s cílem snížit znečištění ovzduší

**Doba trvání projektu:** 1. 9. 2016 – 31. 8. 2019

Projekt **INTEKO** se zabývá inovativními technologiemi zpracování biologicky rozložitelných odpadů s cílem zlepšení ochrany životního prostředí a účinnosti zdrojů ve vztahu k půdě, snížení znečištění vod a zvýšení účinnosti obnovitelných zdrojů živin.

Cílem projektu je návrh a testování inovativní technologie kompostování a recyklace přírodních zdrojů živin (dusík, fosfor), inovace metody testování kvality kompostu z pohledu jeho stability a snížení ztrát živin v zemědělské praxi, testování účinnosti a přístupnosti živin dodaných do půdy kompostem a monitoring kvality půdy. Dalším z cílů je inovace monitoringu vlivu kompostu v půdě na kvalitu vod s metodou použití iontoměničových destiček, které jsou velmi dobře dostupné v praxi.

Specifické cíle projektu **INTEKO** jsou:

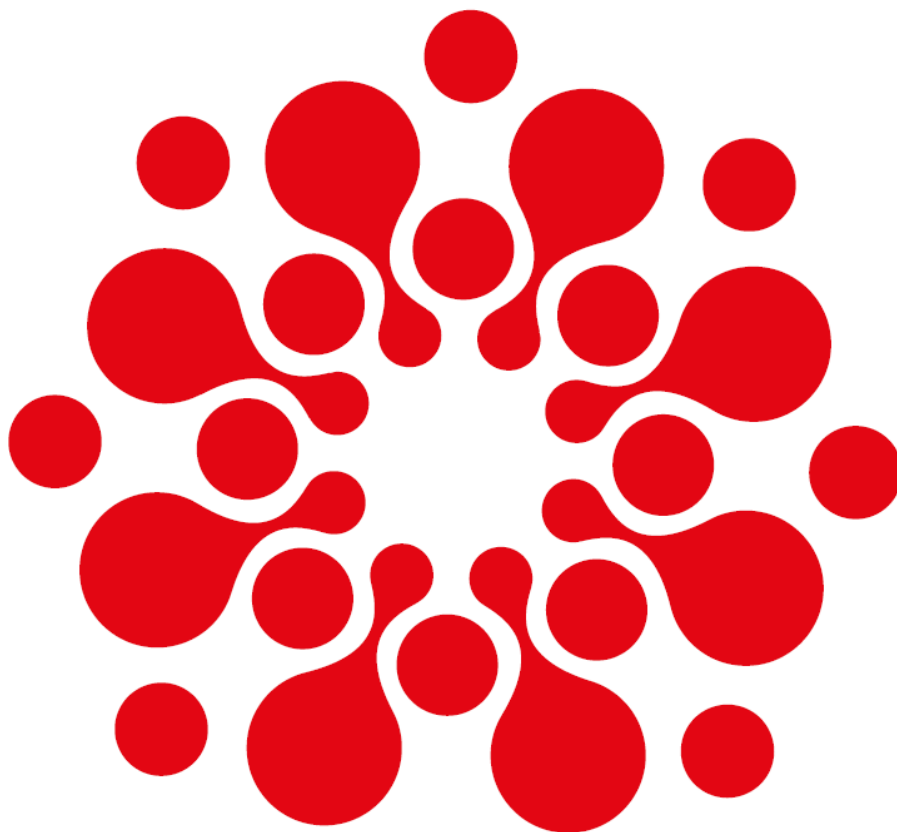
- metodika kompostování se zajištěním produkce kvalitního organického hnojiva s různými vstupními materiály - stabilita a recyklace živin (dusík, fosfor)
- dopady hnojení kompostem (vyrobeným inovativní cestou) na vodní zdroje – hnojení kompostem nezatěžuje podzemní vody
- účinnost a přístupnost živin pro pěstované rostliny – jaké druhy kompostu jsou vhodné z hlediska ochrany vod a protierozních opatření
- sjednocení podmínek pro provozovatele kompostáren vedoucí k zajištění kvalitního kompostu - podklady pro metodické a legislativní strategie (propojení INTEKO s dalšími projekty výzkumu v ČR a EU)
- zvýšení využívání kompostů v zemědělské praxi

Výstupy projektu jsou určeny pro zemědělce, správce vodních správců vodních toků a vodních děl uživatele a vlastníky půdy, provozovatele zařízení na zpracování odpadů, státní a veřejnou správu.

Projektovým Lead partnerem je ZERA - Zemědělská a ekologická regionální agentura z. s. (Náměšť nad Oslavou, ČR). Dalšími projektovými partnery jsou, kromě organizace Bio Forschung Austria (Vídeň, AT), také Mendelova Univerzita (Brno, ČR) a Bundesamt für Wasserwirtschaft (Vídeň, AT). Strategickými partnery projektu jsou: Agroklastr Vysočina (ČR); Stadt Wien, Magistratsabteilung 48 Abfallwirtschaft, Straßenreinigung und Fuhrpark (AT); ECN – European Compost Network (DE), ARGE Kompost u. Biogas Austria (AT), Niederösterreichische Agrarbezirksbehörde (AT).

## OBSAH

1. Metodika testování zralosti kompostu
2. Inovativní metoda měření vyplavování dusičnanů
3. Dostupnost fosforu
4. Recyklace fosforu v oběhovém hospodářství
5. Polní testování kvality kompostu
6. Kompost v ekologickém zemědělství
7. Reference



1.

## **INTEKO ATCZ42**

Metodika testování zralosti kompostu jako faktor ovlivňující využití živin v kompostu

## Úvod

Kompostování je biologická přeměna organických odpadů za kontrolovaných podmínek na relativně biostabilní produkt s vysokým podílem humusu, který pozitivně ovlivňuje úrodnost půdy (Marthur, 1991). Cílem je výroba stabilizovaného produktu, tedy takového produktu, který lze bez další úpravy skladovat a používat jako prostředek na zlepšení kvality půdy. V literatuře se v této souvislosti hovoří o stabilitě a zralosti kompostu. Stabilita přitom udává podíl již rozložené organické substance a výši aktivity mikroorganismů.

**Zralost kompostu se naproti tomu vztahuje ke stupni rozložení fyto toxických substancí vznikajících při procesu kompostování, např.  $\text{NH}_3$  nebo organické kyseliny s krátkým řetězcem, a k rostlinné snášenlivosti kompostu. Definice zralosti kompostu vychází z plánovaného účelu použití.**

Při určování zralosti nebo stability kompostu uvádí literatura různé metody, např. rychlost absorpce kyslíku, organický uhlík rozpustný ve vodě a poměr nitrátového ( $\text{NH}_3$ -) a amonného dusíku ( $\text{NH}_4^+$ ). Tyto metody zahrnují různé a částečně se také překrývající aspekty. Protože chemické výzkumy na mokré cestě jsou z části spojeny s velkými náklady, **byl vyvinut integrovaný index zralosti kompostu označovaný jako „body zralosti“, který spojuje různé metody.** V dalším kroku by měly body zralosti sloužit jako referenční hodnoty modelu NIRS. V následujícím textu jsou popsány výsledky chemické analýzy českých kompostů na mokré cestě, které byly v rámci projektu testovány pro vytvoření českého kalibračního modelu NIRS.

## Metodika testů procesu kompostování

### Technologie

#### Kompostování na volné ploše v pásových hromadách – překopávačem kompostu

- Příprava surovinové skladby: suroviny byly před namícháním nadrceny dle dané surovinové skladby – tab. č. 1–10
- Založení zakládky: jednorázově do zakládek (v 1,7 x š 3 m), množství tun / zakládka s provedením homogenizační překopávky
- Provdzušňování: dle monitoringu teplot, minimálně však 10x během hygienizace / intenzivní fáze
- Monitoring vlastního procesu
  - měření teplot
    - intenzivní fáze procesu – každý pracovní den, min. 3x týdně
    - dozrávání – min. 1x týdně
  - měření vlhkosti – min. 1 x týdně
- Úprava vlhkosti: zavlažování bude prováděno v případě potřeby vodou ze sběrné jímky
- Odběr vzorků pro monitoring kvality kompostu: viz. tabulka č. 11
- Evidence zakládky: každá zakládka bude na ploše označena cedulkou s číslem zakládky a bude veden evidenční list zakládky:
  - datum založení a ukončení intenzivní fáze, datum přesunu na plochu dozrávání a datum ukončení procesu
  - surovinová skladba, množství jednotlivých surovin, poměr C: N, přibližná vlhkost surovin při založení
  - monitoring celého kompostovacího procesu – měření teplot, závlaha, překopávka, popř. další operace.

#### Kompostování na volné ploše v pásových hromadách – ventilátory

- Provdzušňování: provdzušňování bude probíhat dle monitoringu kyslíku v zakládce a teplot automaticky softwarem (v případě, že bude nutné režim provdzušňování upravovat manuálně, budou vždy nastaveny intervaly provdzušňování na základě aktuální domluvy)

## Surovinová skladba

K výpočtu jednotlivých surovinových skladeb bylo použito software „CD Kompostér“

### 1. Biologicky rozložitelný odpad (rostlinného původu)

Tabulka 1 Návrh - surovinová skladba 1

Surovina	Množství (t) - překopávka	Množství (t) - ventilátor
Zeleň ze zahrad (skladovaná)	4,5	9,0
Štěpka mix	5,5	11,0
<b>Množství celkem (t)</b>	<b>10,0</b>	<b>20,0</b>
<b>Vlhkost (%)</b>	<b>56,9</b>	<b>56,9</b>
<b>C:N</b>	<b>31,3</b>	<b>31,3</b>

Tabulka 2 Surovinová skladba 1 - průměrné složení testovaných zakládek

Surovina	Množství (t) - překopávka	Množství (t) - ventilátor
BRKO	10,0	20,0
<b>Množství celkem (t)</b>	<b>10,0</b>	<b>20,0</b>
<b>Vlhkost (%)</b>	<b>39,6</b>	<b>39,6</b>
<b>C:N</b>	<b>15,0</b>	<b>15,0</b>

Pozn. BRKO – biologicky rozložitelný komunální odpad svým složením průměrně odpovídá skladované zeleni ze zahrad s obsahem dřevní hmoty

### 2. Biologicky rozložitelný odpad + kaly z ČOV

Tabulka 3 Návrh - surovinová skladba 2

Surovina	Množství (t)	Množství (t)
Dřevní štěpka	2,0	4,0
Kaly z ČOV	1,5	3,0
Sláma z obilovin	0,5	1,0
Zeleň ze zahrad (čerstvá)	6,0	12,0
<b>Množství celkem (t)</b>	<b>10,0</b>	<b>20,0</b>
<b>Vlhkost (%)</b>	<b>56,3</b>	<b>56,3</b>
<b>C:N</b>	<b>31,9</b>	<b>31,9</b>



Tabulka 4 Surovinová skladba 2 - průměrné složení testovaných zakládek

<b>Surovina</b>	<b>Množství (t) - překopávka</b>	<b>Množství (t) - ventilátor</b>
BRKO	10,0	20,0
Kaly z ČOV	2,8	5,6
<b>Množství celkem (t)</b>	<b>12,8</b>	<b>20,0</b>
<b>Vlhkost (%)</b>	<b>42,9</b>	<b>42,9</b>
<b>C:N</b>	<b>16,5</b>	<b>16,5</b>

Pozn. BRKO – biologicky rozložitelný komunální odpad svým složením průměrně odpovídá skladované zeleni ze zahrad s obsahem dřevní hmoty

### 3. Biologicky rozložitelný odpad + biouhel

Tabulka 5 Návrh - surovinová skladba 3

<b>Surovina</b>	<b>Množství (t)</b>	<b>Množství (t)</b>
Zeleň ze zahrad (čerstvá)	6,0	12,0
Štěpka mix	4,0	4,0
Biouhel (t)	0,2	0,4
<b>Množství celkem (t)</b>	<b>10,0</b>	<b>20,0</b>
<b>Vlhkost (%)</b>	<b>51,7</b>	<b>51,7</b>
<b>C:N</b>	<b>34,8</b>	<b>34,8</b>

Tabulka 6 Surovinová skladba 3 - průměrné složení testovaných zakládek

<b>Surovina</b>	<b>Množství (t) - překopávka</b>
BRKO	10,0
Biouhel (t)	0,2
<b>Množství celkem (t)</b>	<b>10,0</b>
<b>Vlhkost (%)</b>	<b>40,3</b>
<b>C:N</b>	<b>15,0</b>

Pozn. BRKO – biologicky rozložitelný komunální odpad svým složením průměrně odpovídá skladované zeleni ze zahrad s obsahem dřevní hmoty

#### 4. Biologicky rozložitelný odpad + kaly ČOV + PROBIO K2

Tabulka 7 Návrh - Surovinová skladba 4

Surovina	Množství (t)	Množství (t)
Dřevní štěpka	2,0	4,0
Kaly z ČOV	1,5	3,0
Sláma z obilovin	0,5	1,0
Zeleň ze zahrad (čerstvá)	6,0	12,0
PROBIO K2 (kg)		
<b>Množství celkem (t)</b>	<b>10,0</b>	<b>20,0</b>
<b>Vlhkost (%)</b>	<b>56,3</b>	<b>56,3</b>
<b>C:N</b>	<b>31,9</b>	<b>31,9</b>

Pozn.: dávkování přípravku PROBIO K2 bude probíhat buď při úpravě kalů, nebo do surovinové skladby při zakládání. Dávkování závisí na vlhkosti materiálu.

Tabulka 8 Surovinová skladba 4 - průměrné složení testovaných zakládek

Surovina	Množství (t)	Množství (t)
BRKO	10,0	20,0
Kaly z ČOV	2,0	4,0
PROBIO K2 (kg)	6,0	12,0
<b>Množství celkem (t)</b>	<b>10,0</b>	<b>20,0</b>
<b>Vlhkost (%)</b>	<b>49,3</b>	<b>49,3</b>
<b>C:N</b>	<b>17,3</b>	<b>17,3</b>

Pozn. BRKO – biologicky rozložitelný komunální odpad svým složením průměrně odpovídá skladované zeleni ze zahrad s obsahem dřevní hmoty

#### 5. Biologicky rozložitelný odpad (rostlinného původu) + PROBIO K2

Tabulka 9 Návrh - surovinová skladba 5

Surovina	Množství (t)	Množství (t)
Zeleň ze zahrad (skladovaná)	2,0	4,0
Štěpka mix	1,5	3,0
PROBIO K2 (kg)	3,0	6,0
<b>Množství celkem (t)</b>	<b>10,0</b>	<b>20,0</b>

<b>Vlhkost (%)</b>	<b>56,9</b>	<b>56,9</b>
<b>C:N</b>	<b>31,3</b>	<b>31,3</b>

Tabulka 10 Surovinová skladba 5 - průměrné složení testovaných zakládek

<b>Surovina</b>	<b>Množství (t) - překopávka</b>	<b>Množství (t) - ventilátor</b>
BRKO	10,0	20,0
PROBIO K2	6,0	12,0
<b>Množství celkem (t)</b>	<b>10,0</b>	<b>20,0</b>
<b>Vlhkost (%)</b>	<b>44,0</b>	<b>44,0</b>
<b>C:N</b>	<b>15,3</b>	<b>15,3</b>

Pozn. BRKO – biologicky rozložitelný komunální odpad svým složením průměrně odpovídá skladované zeleni ze zahrad s obsahem dřevní hmoty

## Monitoring procesu kompostování

### Metodika odběru vzorků

Tabulka 11 Odběry vzorků – zakládky kompostovacího procesu

<b>Zakládka, fáze kompostovacího procesu. Termín odběru</b>	<b>Analýza, monitoring</b>	<b>Velikost vzorku, četnost odběru, na jednu zakládku</b>	<b>Odběr vzorků</b>	
			<b>Fáze kompostovacího procesu</b>	<b>Parametr</b>
<b>Vstupní surovina po homogenizaci</b>	Fyzikální vlastnosti	10 l	surovinová skladba	struktura / objem pórů (%)
	Základní vlastnosti (chemie)	1 l prosetý na síť 10x10 mm	surovinová skladba	sušina (%), pH, spalitelné látky (%), N celkové (g/kg v sušině), C: N
	Hygienická kritéria	5 x 0,2 l, samostatně zabaleno, pouze u vzorků s kaly		enterokoky, termofilní koliformní bakterie, salmonela

<b>V průběhu kompostovacího procesu - od homogenizace zakládky po ukončení intenzivní fáze</b>	Vlhkost	0,5 l prosetý na síť 10x10 mm	každý týden, po dobu do poklesu teplot pod 40 °C	vlhkost (%)
<b>Hygienizace</b>	Základní vlastnosti (chemie)	1 l prosetý na síť 10x10 mm	po skončení průběhu teplot dle teplotního režimu min. 65°C po dobu 5 dní nebo 55°C po dobu 21 dní	sušina (%), pH, spalitelné látky (%), N celkové (g/kg v sušině), C: N
	Biologické vlastnosti	5 l prosetý na síť 10x10 mm		index zralosti
<b>Dozrávání</b>	Základní vlastnosti (chemie)	1 l prosetý na síť 10x10 mm	po ukončení teplot s trvalým poklesem pod 40°C - min. po dobu 7 dní	sušina (%), pH, spalitelné látky (%), N celkové (g/kg v sušině), C: N
<b>Hotový kompost</b>	Základní vlastnosti (chemie)	1 l prosetý na síť 10x10 mm	ukončení procesu, pokles teplot pod 30°C, (po cca 30 - 40 dnech dozrávání)	sušina (%), pH, spalitelné látky (%), N celkové (g/kg v sušině), C: N
	Anorganické polutanty	1 l prosetý na síť 10x10 mm		AS, Cd, Cu, Mg, Mo, Ni, Pb, Zn / mg / kg sušiny
	Biologické vlastnosti	5 l prosetý na síť 10x10 mm		index zralosti
	Hygienická kritéria	5 x 0,2 l, samostatně zabaleno, pouze o vzorků s kaly		enterokoky, termofilní koliformní bakterie, salmonela

## Metodika odběru vzorků

Pro vzorkování je možno použít spirálový vzorkovač k odběru dílčích vzorků, nebo lopatu, rýč či jinou vhodnou nádobu. Dílčí vzorky se odebírají na několika místech rovnoměrně rozložených po celém

ložném prostoru, z povrchu zakládky se odstraní cca 20-30 cm vrchní vrstvy. Počet dílčích vzorků se určí dle hmotnosti vzorkovaného celku (zakládka do 20 t – 5 dílčích vzorků). jednotlivé dílčí vzorky se vysypou na čistou a suchou podložku, pokud možno chráněnou před povětrnostními podmínkami, promíchají se, podrtí se (prosejí) na částice menší než 5 cm a znovu se promíchají. Takto získaný hrubý vzorek (cca 30kg) se kvartací zmenší na průměrný vzorek. Vzorek se uchovává v suchém, čistém a uzavíratelném sáčku nebo v lahvi z plastické hmoty, či skla, vzorek je vždy označen štítkem.

Odběr vzorků mikrobiologie – odebírá se 5 samostatných vzorků z různých míst zakládky, každý vzorek o objemu cca 0,2 l je vložen do plastového sáčku, označen.

Uchování vzorků -pokud není možno, aby odebraný vzorek kompostu byl zpracován bezprostředně po odebrání, je nutné vzorek zchladit a uchovávat v temnu při teplotě  $+4^{\circ}\text{C}/-2^{\circ}\text{C}$ .

Transport vzorků – vzorky se transportují v temnu, při teplotě  $+4^{\circ}\text{C}/-2^{\circ}\text{C}$  v chladničce či termotašce. Vzorky nesmí být vystaveny extrémním klimatickým podmínkám, není dovoleno vzorky zmrazovat, vysušovat či dosycovat vodou. Vzorky musí být předány co nejdřív ke zpracování.

## Metodika testování zralosti kompostu

V rámci projektu bylo chemicky testováno celkem 104 vzorků kompostu z různých českých kompostáren s různými výchozími materiály. Hodnoty z analýz byly použity jako referenční hodnoty pro kalibraci NIRS a vytvoření modelu za účelem posouzení kvality a zralosti kompostů. Z tohoto důvodu byly odebrány vzorky kompostů v různém stádiu tlení, jejichž parametry byly chemicky analyzovány na mokré cestě:

- **Obecný popis a charakteristika kompostů** na základě zjištění suché hmotnosti, hodnoty pH, vodivosti a obsahu soli. Analýza uvedených parametrů byla provedena podle rakouského nařízení o kompostech, 2001.
- **Koeficient humusu** - zbarvení extraktu je kvalitativním znakem půdních kultur, neboť humusové frakce lehce rozpustné ve vodě se velmi snadno vyplavují z půdních kultur s kompostem díky nadbytečnému množství vody. Za určitých podmínek lze zbarvení extraktu interpretovat také jako parametr zralosti (educompost).

- **Aerobní biologická aktivita** na základě měření absorpce kyslíku - absorpce kyslíku je indikátorem míry rozložení biologicky rozložitelných organických substancí během pevně stanovené doby (podle FprEN 16087-1).
- **Rozpuštěný organický uhlík (DOC)** - koncentrace uhlíku rozpustného ve vodě přímo odráží proces rozkladu a přeměny organické substance (Chanyasak & Kubota, 1981).
- **Koncentrace oxidu uhličitého a amoniaku**, která se ustaví ve vzorku v uzavřené testovací nádobě (podle SOLVITA®).
- **Poměr nitrátového a amonného dusíku** - výskyt významného množství dusičnanů lze hodnotit jako ukazatel zralosti kompostu.

Všechny metody, které hodnotí zralost a stabilitu kompostu, byly chemometricky sloučeny a vyjádřeny jako „body zralosti“.

## Výsledky testů zralosti kompostu

Testované české komposty v rámci projektu pocházely z různých kompostáren, v nichž byly z části použity různé výchozí materiály a různé způsoby kompostování. Protože dalším **důvodem testování bylo vytvoření referenčních hodnot pro kalibrační model NIRS**, byly odebírány a analyzovány vzorky v různém stádiu kompostovacího procesu. Proto vykazovaly komposty v testovaných parametrech z části velmi velké rozdíly (tabulka 1).

Tabulka 12 Střední hodnoty a standardní odchylky obecných parametrů kompostu a parametrů zralosti kompostu pro charakteristiku kompostů, především kompostů z České republiky a Rakouska testovaných v rámci projektu

	všechny testované komposty z ČR	min./max. hodnoty ČR	všechny testované komposty z Rakouska	min./max. hodnoty Rakousko
	n=104		n=310	
Obecné parametry	Obsah vody [%]	39,8 (± 13,8)	45,2 (± 9,1)	12,8/67,1
	Vodivost [mS/cm]	1,36 (± 0,74)	1,10 (± 1,12)	0,39/18,78
	Obsah soli [g/l]	4,63 (± 1,99)	3,38 (± 3,85)	1,09/63,39
	pH [H <sub>2</sub> O]	8,3 (± 0,7)	8,5 (± 1,0)	1,44/9,45

	Koeficient humusu	23 (± 21)	1/92	20 (± 18)	1/93
Parametry zralosti kompostu	NH <sub>4</sub> -N v CaCl <sub>2</sub> extrakt [mg/kg sušiny]	307 (± 1377)	< 5/10741	150 (± 376)	< 5/4116
	NO <sub>x</sub> -N v CaCl <sub>2</sub> extrakt [mg/kg sušiny]	428 (± 459)	<10/2257	134 (± 398)	<10/5113
	DOC ve vodném extraktu [mg/l]	938 (± 884)	197/8735	743 (± 3301)	113/2975
	Spotřeba O <sub>2</sub> [mmolO <sub>2</sub> /kgOM/h]	14,6 (± 11,7)	1,72/58,20	14,8 (± 8,8)	1,33/48,21
	Index SOLVITA	6 (± 1)	1/8	6 (± 1)	1/8
	Body zralosti	6,78 (± 2,17)	2,00/11,25	6,71 (± 2,45)	0,40/13,06

- **Obsah vody** byl u českých kompostů v průměru těsně pod hodnotou 40 %, což je minimální obsah vody pro úspěšný proces kompostování. Rozpětí však bylo relativně velké, tzn. že u některých kompostů byla vlhkost výrazně nižší než minimální vlhkost. Mikroorganismy mohou přijímat živiny pouze v rozpustné formě. Je-li vlhkost příliš nízká, je proces příjmu a dopravy živin obtížný a proces kompostování se zpomaluje. Při vlhkosti nižší než 20 % se mikrobiální proces rozkladu úplně zastavuje (Wagner & Illmer, 2004). Příliš vysoká vlhkost nad 60 %, kdy hrozí nebezpečí, že voda vytěsni vzduch z jemných pórů a v kompostu bude nedostatek kyslíku, byl zaznamenán jen u několika kompostů. Testované rakouské komposty měly v porovnání s českými komposty vyšší vlhkost. Většina kompostů byla v rozmezí 40 % vlhkosti nebo vyšší, přičemž několik kompostů rovněž nedosáhlo ani minimální hodnoty.
- **Obsah soli** v českých kompostech byl v průměru 4,63 g/l a v rakouských 3,38 g/l, české i rakouské komposty se tedy pohybovaly ve vyšším rozmezí. Pro komposty, které se používají v zemědělství, je to vedlejším parametrem, přesto by se neměly používat komposty s obsahem soli nad 3 g/l pro kultury citlivé na přítomnost soli.
- **Hodnota pH** se u českých i rakouských kompostů pohybuje v alkalické oblasti s nízkým rozsahem odchylek. Hodnota pH je u kompostů na jedné straně závislá na výchozím materiálu, na druhé

straně pak na stádiu kompostovacího procesu. Na začátku procesu kompostování se tvoří kyseliny, které krátkodobě snižují hodnotu pH. Po odbourání kyselin a zvýšeném odbourávání proteinů v kombinaci s uvolňováním amonia dochází k nárůstu hodnoty pH. Hodnota pH opět klesá na základě využití amonia a procesů nitrifikace a měla by se u zralého kompostu pohybovat v neutrální až lehce alkalické oblasti (Wagner & Illmer, 2004).

- **Koeficient humusu** vyjadřuje zbarvení extraktu kompostu při 550 nm. Z původně organické substance vznikají chemické fragmenty, které se slučují do humusových sloučenin tmavé barvy s krátkým řetězcem, dobře rozpustných ve vodě, tzv. fulvokyselin. Až následným zráním během kompostování se tyto krátké řetězce spojují působením mikroorganismů do delších řetězců. Nejsou již rozpustné ve vodě, díky čemuž je extrakt světlejší (Abächerli et al., 2010). Protože je koeficient humusu závislý na vstupním materiálu kompostu, nelze ho použít k hodnocení zralosti kompostu u všech výchozích variant vstupních surovinových skladeb. Koeficient humusu lze ale použít jako doplňkové hodnocení a považuje se za důležitý kvalitativní znak u kompostů, které se používají jako komponenty pro substráty. Koeficient humusu se u rakouských i českých kompostů pohyboval podobným způsobem v rozmezí průměrných hodnot. **Komposty s koeficientem humusu 20 a méně jsou vhodné pro použití v zahradnictví. Komposty s výrazně vyššími koeficienty humusu než 37 a výše by se měly používat výhradně v zemědělství.**
- **Spotřeba kyslíku** populace mikroorganismů v kompostu se měřila ke zjištění stability kompostu. Nezralý kompost obsahuje velké množství odbouratelných organických substancí, které se rozkládají díky velké aktivní populaci mikroorganismů při vysoké prodyšnosti. S přibývajícím zráním a stabilitou kompostu však tato populace klesá. Rakouské i české komposty měly v průměru spotřebu kyslíku ve výši 15 mmol O<sub>2</sub>/kgOM/h a pohybovaly se na hranici nestabilních a stabilních kompostů. Rozmezí odchylek tohoto parametru je v obou zemích velké, protože při odběru vzorků byly záměrně vybírány komposty s různou zralostí.
- Vhodným parametrem kompostů je rovněž **organický uhlík rozpustný ve vodě (DOC)**. Živiny jsou přijímány obvykle jen v rozpustné formě. Rozpustné substance jako cukr, aminokyseliny, mastné kyseliny atd. vznikají mikrobiálním rozkladem polymerů. Rozpustné sloučeniny jsou ihned využity mikroorganismy, a proto obsah rozpuštěného organického uhlíku během procesu kompostování stále klesá (Wagner & Illmer, 2004). České komposty vykazují v průměru obsah DOC ve výši 938 mg/l a rakouské 743 mg/l. Obě průměrné hodnoty představují vysoký obsah rozpustných sloučenin



uhlíku, který je typický pro nezralé komposty. Na základě odběru vzorků v různém stádiu procesu lze i u tohoto parametru najít velmi velké rozdíly mezi vzorky, standardní odchylka, která z nich vyplývá, je proto vysoká.

- Dalším parametrem zralosti kompostu je **poměr nitrátového a amonného dusíku**. V první fázi rozkladu se tvoří relativně velké množství amonia. Nitrifikační bakterie nejsou při teplotách nad 40 °C aktivní. Vstupují do akce až po termofilní fázi (Jiménez & Garcia, 1989). Proto lze výskyt významného množství dusičnanů hodnotit jako ukazatel zralosti kompostu. S postupujícím zráním je obsah nitrátového dusíku vyšší než obsah amonného dusíku. Tato změna koncentrace nitrátového a amonného dusíku během procesu kompostování se odráží ve velmi vysoké standardní odchylce českých a rakouských vzorků. Nápadné však je, že celková koncentrace minerálního dusíku (amonný dusík a nitrátový dusík) byla u českých vzorků v průměru výrazně vyšší než u rakouských. Příčinu lze hledat v různých surovinových skladbách. U testovaných rakouských kompostů se jednalo v první řadě o komposty čistě rostlinného původu. U českých kompostů se z části jednalo o komposty s čistírenskými kaly, které přirozeně obsahují více dusíku.
- **Index SOLVITA** se zjišťuje na základě stejnojmenného rychlotestu Solvita, který vyvinuly laboratoře Woods End Laboratories, USA, k posouzení stability a zralosti. V rámci tohoto testu se měří koncentrace oxidu uhličitého a amoniaku, která vzniká ve vzorku po čtyřech hodinách v uzavřené nádobě. Jak u rakouských, tak i u českých kompostů byl naměřen index SOLVITA 6. Ve srovnání s ostatními parametry zralosti kompostu bylo rozmezí odchylek malé. Téměř všechny rakouské i české komposty vykazovaly nízké emise amoniaku. Index byl proto stanoven téměř výhradně na základě koncentrace CO<sub>2</sub>.
- **Součtový parametr „bodů zralosti“** odráží výsledky chemické analýzy na mokré cestě. V předloženém souboru údajů byl převážně tvořen komposty s průměrnou zralostí. Velmi čerstvé, nezralé komposty s méně než 4 body zralosti byly zastoupeny ve velmi malém množství.

Tabulka 13 Střední hodnoty a standardní odchylky obecných parametrů kompostu a parametrů zralosti kompostu pro charakteristiku českých kompostů ve 3 různých stádiích kompostovacího procesu

Stádium zralosti kompostu		termofilní fáze (méně než 55 °C)	mezofilní fáze (40 °C)	fáze ochlazování (30 °C)
		n=20	n=14	n=29
Obecné parametry kompostu	Obsah vody [%]	41,47 (± 17,5)	36,9 (± 13,4)	45,2 (± 10,6)
	Vodivost [mS/cm]	1,77 (± 1,29)	1,51 (± 0,69)	1,26 (± 0,36)
	Obsah soli [g/l]	4,56 (± 2,77)	5,02 (± 2,36)	4,80 (± 1,33)
	pH [H <sub>2</sub> O]	8,3 (± 0,6)	8,3 (± 0,9)	8,4 (± 0,5)
	Koeficient humusu	35 (± 29)	27 (± 19)	19 (± 18)
Parametry zralosti kompostu	NH <sub>4</sub> -N v extraktu CaCl <sub>2</sub> [mg/kg sušiny]	1094 (± 2908)	437 (± 1121)	39,3 (± 91,5)
	NO <sub>x</sub> -N v extraktu CaCl <sub>2</sub> [mg/kg sušiny]	241 (± 352)	342 (± 355)	640 (± 382)
	DOC ve vodném extraktu [mg/l]	1518 (± 1784)	1140 (± 651)	734 (± 239)
	Spotřeba O <sub>2</sub> [mmolO <sub>2</sub> /kgOM/h]	20,6 (± 19,1)	17,2 (± 16,5)	11,7 (± 5,8)
	Index SOLVITA	5 (± 2)	6 (± 1)	7 (± 1)
	Body zralosti	5,30 (± 2,89)	6,16 (± 2,15)	7,54 (± 1,53)

Posuzujeme-li tedy české komposty tříděné podle jejich fáze zrání (tabulka 13), termofilní fáze, mezofilní fáze a fáze dozrávání, je vidět, že se parametry zralosti kompostu v průměru chovají tak, jak je popsáno v literatuře. Spotřeba kyslíku populací mikroorganismů a obsah DOC ve vodném roztoku od termofilní fáze až po fázi ochlazování neustále klesá. V průměru je spotřeba kyslíku v termofilní fázi kolem 21 mmol O<sub>2</sub>/kgOM/h a hodnotí se jako nestabilní. Spotřeba kyslíku 17 mmol O<sub>2</sub>/kgOM/h v mezofilní fázi označuje stále ještě nestabilní komposty. Teprve komposty, jejichž vzorky byly podle protokolu o odběru vzorků testovány ve fázi dozrávání, vykazují spotřebu kyslíku pro stabilní komposty. Koncentrace amonného dusíku na počátku kompostovacího procesu výrazně překračuje obsah nitrátového dusíku. Narůstající nitrifikací ve fázi dozrávání však obsah nitrátového dusíku výrazně

překračuje obsah amonného dusíku. Index SOLVITA se zvyšuje s narůstající zralostí podle předpisů výrobce pro obsluhu. I když je koeficient humusu velmi závislý na výchozím materiálu, lze také zde rozpoznat pokles s narůstající zralostí kompostu. Body zralosti se zvyšují podle očekávání s narůstající zralostí kompostu. Průměrný obsah vody ve vzorcích byl v termofilní fázi a ve fázi dozrávání lehce nad hodnotou minimálního obsahu vlhkosti 40 %. Průměrný obsah vlhkosti v mezofilní fázi byl kolem 37 %. To poukazuje na nedostatečné zvlhčování kompostů v této fázi v některých kompostárnách. Pro úspěšný proces kompostování je však zvlhčování nezbytné.

Tabulka 14 Střední hodnoty a standardní odchylky obecných parametrů kompostu a parametrů zralosti kompostu pro charakteristiku českých kompostů tříděných podle výchozího materiálu

Výchozí materiál		biologický a zelený odpad	Kompost s kaly z čistíren odpadních vod	Bioodpad + Biouhel
		n=62	n=20	n=2
Obecné parametry kompostu	<b>Obsah vody [%]</b>	38,4 (± 15,4)	43,5 (± 12,7)	41,5 (± 5,5)
	<b>Vodivost [mS/cm]</b>	1,33 (± 0,48)	1,61 (± 1,33)	1,22 (± 0,06)
	<b>Obsah soli [g/l]</b>	4,70 (± 1,82)	4,73 (± 2,63)	4,79 (± 0,12)
	<b>pH [H<sub>2</sub>O]</b>	8,5 (± 0,5)	8,0 (± 0,9)	9,0 (± 0,1)
	<b>Koeficient humusu</b>	25 (± 22)	17 (± 16)	19 (± 12)
Parametry zralosti kompostu	<b>NH<sub>4</sub>-N v extraktu CaCl<sub>2</sub> [mg/kg sušiny]</b>	87,7 (± 214)	1245 (± 2995)	<0,2
	<b>NO<sub>x</sub>-N v extraktu CaCl<sub>2</sub> [mg/kg sušiny]</b>	439 (± 361)	497 (± 609)	468 (± 109)
	<b>DOC ve vodném extraktu [mg/l]</b>	878 (± 350)	1358 (± 1853)	537 (± 45)
	<b>Spotřeba O<sub>2</sub> [mmolO<sub>2</sub>/kgOM/h]</b>	12,7 (± 9,3)	18,8 (± 14,6)	8,2 (± 1,0)
	<b>Index SOLVITA</b>	6 (± 1)	6 (± 2)	8 (± 1)
	<b>Body zralosti</b>	6,84 (± 2,08)	6,23 (± 2,28)	9,13 (± 1,59)
	<b>Doba tlení [dny]</b>	191 (± 161)	112 (± 89)	83 (± 13)

V tabulce 14 byly rozděleny komposty podle variant surovinové skladby. Komposty s přidanými čistírenskými kaly se podle očekávání výrazně odlišovaly od kompostů z kontejnerů na biologický a zelený odpad i od kompostů s biouhlem. Komposty s čistírenskými kaly mají díky kalům velmi vysokou koncentraci amonného dusíku a uhlíku rozpustného ve vodě. Průměrná spotřeba kyslíku se i přes průměrnou dobu tlení 3-4 měsíců pohybuje kolem 18,8 mmol O<sub>2</sub>/kgOM/h a je stále velmi vysoká a charakterizuje nestabilní komposty. Naopak se komposty s přidavkem biouhlu jeví jako velmi stabilní s nízkou spotřebou kyslíku, nízkým obsahem rozpustného uhlíku a velmi vysokým počtem bodů zralosti 9,13.

Zřetelná je rovněž závislost hodnoty pH na výchozím substrátu. Komposty z BRKO vykazují v průměru hodnotu pH 8,5, komposty, do kterých byly přidány čistírenské kaly, vykazují v průměru hodnotu pH kolem 8 a komposty s biouhlem jsou na základě přidání biouhlu velmi alkalické a vykazují hodnotu pH 9. Při používání kompostů s vysokými hodnotami pH může docházet ke snížení dostupnosti živin.

Rovněž koeficient humusu charakterizuje, jak je popsáno, závislost na výchozím materiálu. Komposty s čistírenskými kaly tak vykazují ve srovnání s oběma dalšími výchozími substráty nejnižší koeficient humusu, ačkoliv mají, co se týče parametrů zralosti kompostu, v průměru nejnižší zralost. Velmi nízký obsah vody během procesu kompostování lze najít v první řadě u kompostů, u kterých je výchozím materiálem BRKO.

Tabulka 15 Střední hodnoty a standardní odchylky od obecných parametrů kompostu a parametrů zralosti kompostu pro charakteristiku českých kompostů tříděných podle techniky kompostování

	Rotátor	Ventilátor	Vermikomposty	jiné technologie	
	n=44	n=30	n=9	n=8	
Obecné parametry kompostu	Obsah vody [%]	39,4 (± 10,7)	34,2 (± 16,5)	55,2 (± 8,1)	46,2 (± 16,7)
	Vodivost [mS/cm]	1,32 (± 0,46)	1,54 (± 0,97)	0,85 (± 0,46)	0,99 (± 0,47)
	Obsah soli [g/l]	4,66 (± 1,65)	4,51 (± 2,11)	3,60 (± 1,80)	3,84 (± 1,87)
	pH [H <sub>2</sub> O]	8,6 (± 0,6)	8,2 (± 0,7)	8,1 (± 0,4)	8,4 (± 0,7)
	Koeficient humusu	27 (± 24)	21 (± 18)	9 (± 4)	25 (± 25)
Parametry	: NH <sub>4</sub> -N v extraktu CaCl <sub>2</sub>				
	69,4 (± 148)	672 (± 2054)	< 5	34,5 (± 89,6)	
	[mg/kg sušiny]				

<b>NO<sub>x</sub>-N v CaCl<sub>2</sub> extrakt</b> [mg/kg sušiny]	418 (± 348)	390 (± 481)	655 (± 486)	444 (± 418)
<b>DOC ve vodném extraktu [mg/l]</b>	903 (± 348)	1226 (± 1510)	506 (± 232)	770 (± 325)
<b>Spotřeba O<sub>2</sub></b> [mmolO <sub>2</sub> /kgOM/h]	12,8 (± 12,0)	19,8 (± 13,6)	8,3 (± 7,3)	12,2 (± 4,9)
<b>Index SOLVITA</b>	6 (± 1)	5 (± 2)	7 (± 1)	7 (± 1)
<b>Body zralosti</b>	6,85 (± 1,98)	5,82 (± 2,16)	9,06 (± 1,84)	6,94 (± 2,04)
<b>Doba tlení [dny]</b>	158 (± 135)	120 (± 98)	438 (± 131)	274 (± 139)

V tabulce 15 byly rozděleny výsledky analýzy podle technologie kompostování. Překopávka je způsob kompostování, při němž je přísun kyslíku zajišťován pravidelným otáčením kompostované zakládky. Zakládky s označením „ventilátor“ jsou provzdušňované potrubním systémem s ventilátory, který vhání vzduch do zakládek. Při „vermikompostování“ se při výrobě kompostu cíleně využívá schopnosti žížal.

Nejnižší vlhkost, výrazně pod 40 %, vykazaly zakládky s ventilátory, vermikomposty měly naproti tomu vysoký obsah vody v průměru 55,2 %, přičemž u dvou kompostů se objevila vlhkost vyšší než 60 %, zde již hrozí nebezpečí, že voda vytěsňuje vzduch z jemných pórů. Vermikomposty byly velmi stabilní a vykazovaly velmi nízkou spotřebu kyslíku, nízký obsah DOC ve vodném roztoku a poměr amonného dusíku vůči nitrátovému dusíku byl zcela na straně nitrátového dusíku. Díky tomu dosáhly tyto komposty vysokého počtu bodů zralosti, v průměru 9 bodů. Porovnáme-li obě technologie překopávky a ventilátor, vykazují komposty na ventilátorech ve všech parametrech zralosti kompostu nižší stabilitu a zralost. Vermikomposty měly i po 438 dnech tlení v průměru nejvyšší zralost. Průměrná doba procesu kompostování s využitím technologie „ventilátoru“ byla se 120 dny téměř o 40 dnů kratší než doba kompostovacího procesu u kompostů s použitím technologie „překopávky“.

Tabulka 16 uvádí podrobné příklady kompostování vždy u dvou zakládek během dvou po sobě jdoucích let s ohledem na zralost a obecné parametry kompostu. Jedná se tedy o čtyři zakládky, které byly založeny v rámci projektu na kompostárně FERTIA vstupní surovinovou skladbou BRKO (pouze rostlinný materiál). Zakládky byly ošetřeny kompostovací přísadou PROBIO K2, preparátem z polysacharidů na bázi tepelně modifikovaného oxidovaného bramborového škrobu. Tento preparát

slouží ke zvýšení efektivity kompostování a snížení zápachu. Zakládky byly založeny každoročně na technologii překopávky na volné ploše a na technologii s ventilátory.

*Tabulka 16 Výsledky analýzy kompostů z kompostárny ZERA při použití dvou různých technologií kompostování: rotátoru a ventilátoru, při dvou odběrech vzorků v různých fázích kompostovacího procesu v roce 2017 a 2018 (výchozí materiál: kontejner na biologický odpad*

Rok	2017				2018				
	ZERA								
Kompostárna	ZERA								
Technologie	Rotátor		Ventilátor		Rotátor		Ventilátor		
Výchozí materiál	BRKO + PROBIO K2								
Označení krechty	2.2017.P.5		4.2017.V.5		18.2018.P.5		5.2018.V.5		
Datum odběru vzorků	16.08.2017	08.10.2017	16.08.2017	08.10.2017	03.07.2018	17.09.2018	03.07.2018	17.09.2018	
Stádium zralosti kompostu	Proces (40 °C)	Kompost (30 °C)	Proces (40 °C)	Kompost (30 °C)	Proces (40 °C)	Kompost (30 °C)	Proces (40 °C)	Kompost (30 °C)	
Obecné parametry kompostu	Obsah vody [%]	33,4	38,5	17,5	31,7	51,8	30,3	10,4	21,2
	Vodivost [mS/cm]	1,67	1,42	1,69	1,12	1,43	0,85	1,42	1,45
	Obsah soli [g/l]	6,11	6,25	4,47	4,02	5,40	3,25	5,05	4,91
	pH [H <sub>2</sub> O]	9,2	8,8	8,2	8,4	7,9	8,9	8,6	7,5
	Koeficient humusu	67	19	22	11	15	11	21	9
Parametry zralosti kompostu	NH <sub>4</sub> -N v extraktu	7,38	15,08	316	12,22	46,61	< 5	25,89	22,28
	CaCl <sub>2</sub> [mg/kg]	485	511	144	298	828	99	350	797
	NO <sub>x</sub> -N v extraktu	1086	832	1145	649	1168	578	745	666
	DOC ve vodném	8,0	4,6	14,7	8,8	17,7	9,6	14,5	11,1
	Spotřeba O <sub>2</sub> [mmolO <sub>2</sub> /kgOM/	7	6	3	5	5	7	6	5
	Index SOLVITA	7,00	7,75	5,00	7,50	5,50	8,00	6,75	7,50
	Body zralosti								

U kompostů s technologií překopávky na ploše, při níž se otevřené kompostovací zakládky pravidelně provzdušňují, se obsah vody v obou letech pohyboval mezi 30,3 a 51,8 % a byl až na jeden vzorek pod doporučenou minimální hodnotou 40 %. Krechty s technologií „ventilátoru“ však vykazaly ještě nižší obsah vody - mezi 10,4 a 31,7 %. Takový obsah vody je příliš nízký, proces příjmu a dopravy živin je

obtížný a proces kompostování se zpomaluje. Při obsahu vody pod 20 % se mikrobiální proces rozkladu dokonce úplně zastavuje.

Obsah soli ve vzorcích je mezi 3,25 g/l a 6,25 g/l, takový kompost proto není vhodný pro kultury citlivé na přítomnost soli. Hodnota pH se během fáze přeměny (40 °C) pohybuje v obou letech podle očekávání v alkalické oblasti a klesá vždy ve fázi ochlazování (30 °C). V roce 2018 je ve fázi 30 °C hodnota pH u obou technologií neutrální až lehce alkalická, což znamená, že se pohybuje v optimálním rozmezí. Koeficient humusu se v obou letech s narůstající zralostí snižuje a pohybuje se u všech čtyřech kompostů ve fázi 30 °C na spodní hranici. Komposty by bylo možné proto použít s ohledem na zabarvení extraktu i v zahradnictví.

Při posuzování parametrů zralosti kompostu vykazují v roce 2017 i v roce 2018 oba zakládky s překopávkou i zakládka s ventilátory po stejně dlouhé době procesu vyšší činnost mikroorganismů. U všech krechtů lze rozpoznat, že stabilita kompostů roste s přibývajícím délkou kompostovacího procesu. Zde lze při spotřebě kyslíku 4,6 mmol O<sub>2</sub>/kgOM/h u zakládky s překopávkou hodnotit v roce 2017 kompost jako velmi stabilní. Spotřeba kyslíku 8,8 až 11,1 mmol O<sub>2</sub>/kgOM/h krechtu s „ventilátorem“ v roce 2017 a obou krechtů v roce 2018 charakterizuje stabilní komposty. Obsah organického uhlíku rozpustného ve vodě rovněž v obou letech a u obou technologií v průběhu procesu klesá. Koncentrace se v rámci druhého termínu odběru vzorků pohybuje mezi 578 mg/l a 832 mg/l, tedy v dolním rozmezí. Poměr amonného a nitrátového dusíku byl ve všech čtyřech testovaných vzorcích již ve fázi přeměny na straně nitrátového dusíku. Důvodem bude výchozí materiál, který již od počátku obsahoval nitrát. U tří ze čtyř kompostů však lze rozpoznat, že se na základě začínající nitrifikace ve srovnání s prvním odběrem vzorků snížila koncentrace amonného dusíku ve fázi dozrávání. Stejně jako spotřeba kyslíku ukazuje rovněž index SOLVITA a body zralosti vyplývající ze všech použitých metod hodnocení zralosti kompostu na nestabilní kompost u varianty s „ventilátorem“ ve srovnání s variantou překopávky.

## Shrnutí – měření zralosti metodou NIRS a sumarizace doporučení pro posouzení kvality kompostu

V rámci projektu byly podle plánu analyzovány velmi rozdílné české a rakouské komposty. Parametry zralosti kompostu odrážely postup kompostovacího postupu u vzorků kompostů, které byly odebírány v různých stádiích kompostovacího postupu. Body zralosti charakterizovaly stupeň zralosti kompostu při použití různých výchozích materiálů i různých technologií zpracování.

## Požadavky na úspěšný proces kompostování k zajištění zralého kompostu

### Obecné parametry zralého kompostu

- **obsah vody** - vlhkost surovinové skladby 40 – 60%
- **vodivost** – obsah solí – nad 3 g/l pro kultury citlivé na přítomnost solí , pro zemědělství jde o vedlejší parametr
- **hodnota pH** 7 – 8,5
- **koeficient humusu** – komposty s koeficientem humusu 20 a méně jsou vhodné pro zahradnictví, koeficient humusu vyšší než 37 je vhodná pro zemědělsky pěstované plodiny
- **spotřeba kyslíku**
- **DOC (organický uhlík rozpustný ve vodě)** – 4,6 – 11,1 mmol/kgOM/h (naše testy )
- **poměr nitrátového a amonného dusíku** (závislost na kvalitě vstupních surovin – obsah dusíku / kaly) – nižší než 10
- **index SOLVITA** – měření koncentrace CO<sub>2</sub> a NH<sub>4</sub>
- **bod zralosti NIRS** – 7 – 8 bodů zralosti

### Kompostovací proces – 3 stádia monitoringu

Testovaná stádia – teplotní kritéria ovařila, že při jejich dodržení proběhne kompostovací proces správně.

### Výchozí materiál

Výchozí materiál zásadním způsobem ovlivňuje zralost kompostu

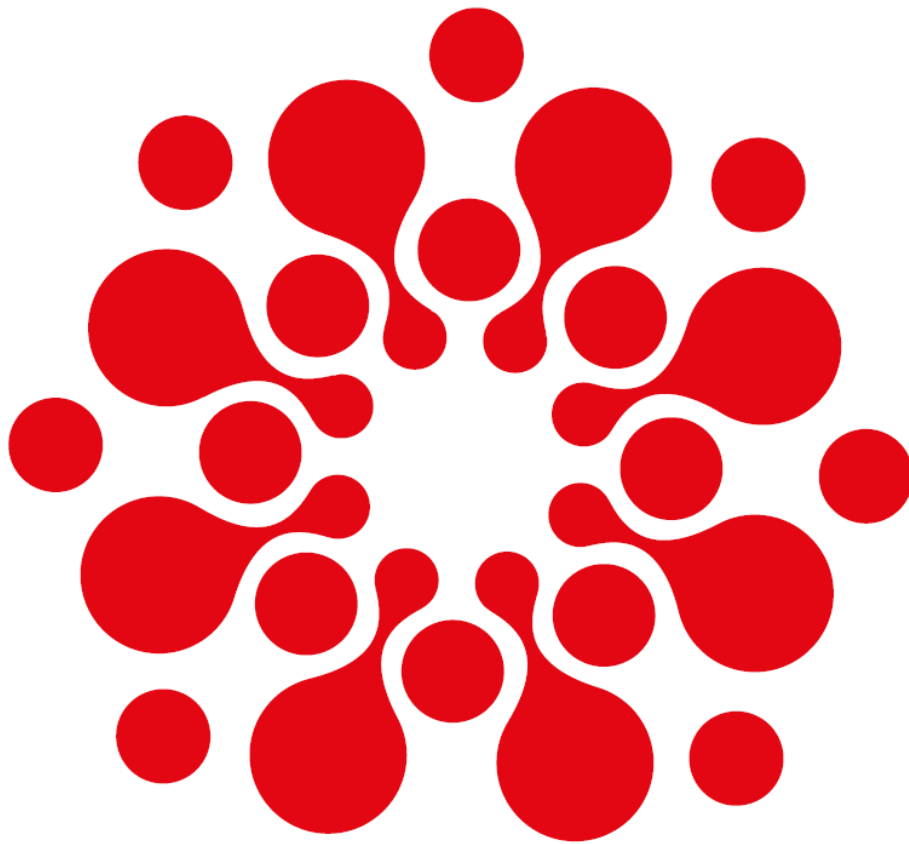
- vlhkost
- obsah dusíku – NH<sub>4</sub> (například kaly)
- formy uhlíku – (například biouhel)
- pH

### Technologie kompostování

Průměrná doba kompostovacího procesu pro dosažení zralosti kompostu

- technologie na volné ploše s překopávačem „rotátor“ – 120 dnů
- technologie na volné ploše s ventilátorem „ventilátor“ – 160 dnů





3.

## INTEKO ATCZ42

Dusík

## ÚVOD

Obsah minerálního dusíku a potenciálně mineralizovatelného dusíku v půdě se obvykle stanovuje inkubačními metodami v laboratoři nebo chemickou analýzou. Tyto výsledky se však liší od skutečných hodnot. Od vzorkování až po analýzu dochází ke kumulaci chyb, které jsou výsledkem manipulace se vzorkem. Přesné stanovení minerálního dusíku v půdě je obzvláště problematické, protože je ovlivněno velkým počtem dynamických a lokálně specifických faktorů. Proto jsou prováděny pokusy vyvinout nové systémy, které mapují skutečnou mineralizaci dusíku co nejpřesněji na daném místě (Hanselman et al., 2004). Dosud je stanovení koncentrace dusičnanů *in situ* stále považováno za výzvu (Willich a Buerkert, 2016).

Intenzivně využívaná orná půda má ve srovnání s jinými formami zemědělského obhospodařování a kultivace pravděpodobně nejvyšší potenciál vyplavování dusičnanů. Ve většině případů má nesprávné hnojení za následek přebytek dusíku v zemědělských půdách, což vede k vyplavování dusičnanů do podzemních vod. Podle české a rakouské legislativy je limitní hodnota dusičnanů v pitné vodě 50 mg / l. Vyšší koncentrace ovlivňují lidské zdraví a vedou k eutrofizaci vodních ekosystémů. Proto je nesmírně důležité vyvinout levný a účinný systém, který by byl schopen podat informaci o nežádoucím vyplavování dusičnanů do půdy a následně do podzemních vod.

Míra mineralizace půdy je určována množstvím různých faktorů, jako je typ půdy, množství a kvalita posklizňových zbytků, množství kořenové hmoty a kořenových výměšků, bilance vody v půdě, teplota půdy, výměna půdního vzduchu a způsoby zpracování půdy. Na základě přímého měření vyplavování dusičnanů z půdy může tak chemická analýza určit v konkrétním čase pouze výsledky nedávného vzájemného působení těchto faktorů, které jsou v čase a sezónně velmi proměnlivé, a závěry a interpretace týkající se dosavadní míry mineralizace dusíkatých látek v půdě mohou být takto určeny pouze okrajově (Weinhold et al., 2009). Metody, které zaznamenávají *in situ* vyplavování dusičnanů kumulativně, by zachytily mineralizaci dusíku a následné vyplavování dusičnanů v půdě přesně pro určité období, např. pro období vegetačního klidu, nebo pro období vegetační sezóny. Díky výsledkům získaným takovouto metodou by mohla dávat přesná doporučení pro hnojení.

Jednou ze zkoumaných metod pro zlepšenou detekci pohybu nitrátů v půdě *in situ* je metoda využití iontoměničů, iontoměničových pryskyřic. Jsou připraveny z umělého polymeru, na němž mohou být rozpuštěné ionty výměně adsorbovány. Iontoměniče absorbují ionty nepřetržitě až do jejich kapacitního limitu. Proto jsou předurčeny pro kumulativní testy, ve kterých by měly být toky živin

zaznamenávají po definovaná období. Iontoměniče se již používaly pro detekci toků živin v půdě během vegetačního období (Yavitt a Wright, 1996) a také se hodnotilo zatížení dusičnany v půdě (Willich a Buerkert, 2016).

Iontoměničové pryskyřice jsou většinou hrubozrnnější než okolní půda, takže přes iontoměničové směsi proudí jen malá část půdní vody. Tento nedostatečný hydraulický kontakt mezi iontoměničem a půdou je důležitým omezujícím faktorem. Předběžná kalibrace iontoměničů bromidem (Li a kol. 1993; Schwartz a kol. 1999) nebo stronciem (Lehmann a kol. 2001) by mohla tento problém eliminovat.

Dosud však nebyl vyvinut systém, který by byl schopen souhrnným, kumulativním způsobem stanovit množství uvolňovaného minerálního dusíku *in situ*. Zavedením takového systému by mohla být zpřesněna doporučení pro efektivní aplikace hnojiv pro zranitelné a rizikové oblasti a dlouhodobě by tak mohlo být sníženo znečištění dusičnany v podzemních vodách.

Cílem inovované metody je zajistit zachycení nadbytečných minerálních forem dusíku, které jsou vyplavovány z (orné) půdy v průběhu stanovených období. Přestože metoda zachycuje minerální formy dusíku, jejichž množství je určováno mikrobiálními přeměnami dusíkatých látek, není schopna měřit vlastní mikrobiální odběr a produkci těchto látek, není schopna měřit půdní mikrobiální aktivity. Toto omezení je nutné připomenout před detailnějším popisem principu metody.

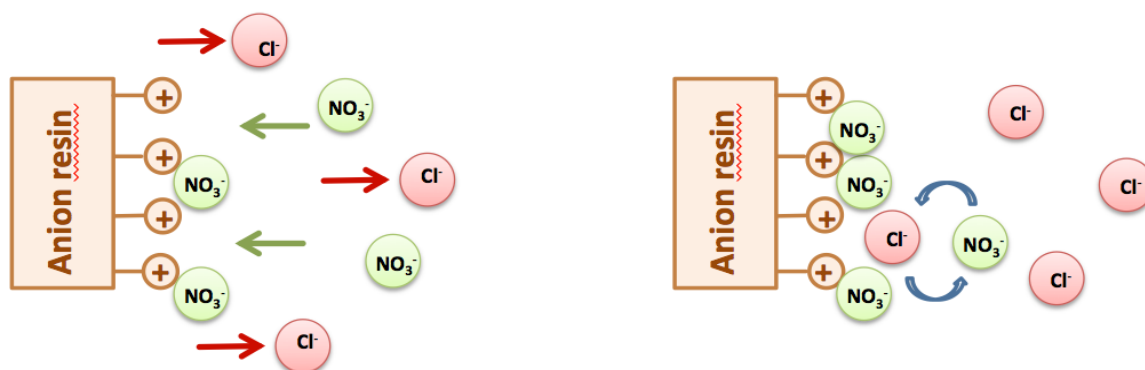
Testování metody, která umožňuje postupný záchyt dusičnanů obsažených v půdním roztoku, bylo rozděleno do dvou částí. V části A byla iontoměničová pryskyřice chemicky a fyzicky testována ve známých, cíleně připravených vodných prostředích a byly vyhodnoceny různé modifikace aplikování iontoměničů v laboratorním měřítku (adsorpce / desorpce). V části B byly testovány různé modifikace zapravení iontoměničových pryskyřic do půdy v experimentech v různých měřících: aplikace různých typů iontoměničových pouzder pro monitorování možných rizik vyplavování dusíku do podzemních vod byla testována v polních a nádobových pokusech. V rámci experimentů byly připraveny různé varianty aplikací aditiv včetně kompostu. Testováním metody v laboratorních a polních podmínkách byly iontoměniče ověřovány jako indikátor účinnosti a kvality kompostu a využitelnosti dusíku a fosforu rostlinami s cílem vyhodnocení vlivu základní agrotechniky zemědělských půd v oblastech erozně ohrožených a v oblastech ochrany vod na množství vyplavovaných dusičnanů. Výstupem aktivity je „Inovativní metoda měření vyplavování dusičnanů založená na principu sorpce minerálního dusíku z půdních roztoků na povrch iontoměničových pryskyřičných zrn uložených ve speciálních pouzdrech“. Inovativní metoda měření vyplavování dusičnanů“ je projektovým indikátorem projektu INTEKO.

## Popis metody

Princip měření pomocí iontoměníčů (zpracováno P. Straussem a A. Tiefenbacher, Bundesamt für Wasserwirtschaft - PP4)

Iontoměniče sestávají z umělého polymeru, pomocí něhož jsou ionty rozpuštěné v roztoku nahrazeny jinými ionty stejného náboje; mechanismus tohoto procesu je založen na iontové výměně. Iontoměniče nepřetržitě absorbují ionty až do jejich kapacitního limitu, což je činí ideálními pro kumulativní měření, ve kterých je tok živin zaznamenáván po stanovenou dobu. Proto se iontoměníče používají ke stanovení živin dostupných v půdě pro rostlinu po definovaná vegetační období.

Princip měření je znázorněn na příkladu použití Purolite® A 520E na obrázku 1. Cílový iont, v tomto případě dusičnan, je reverzibilně adsorbován na iontoměníči náhradou za uvolňování chloridu. Pro fotometrické stanovení dusičnanu musí být adsorbovaný dusičnan desorbován z polymerní pryskyřice, což se provádí nadměrnou koncentrací chloridu v roztoku. Množství adsorbovaného dusičnanu může být v dalším kroku stanoveno stanovením obsahu dusičnanů v roztoku.



Obrázek 1 Princip měření pomocí iontoměníčových pryskyřic (Alexandra Tiefenbacher, INTEKO, 2018)

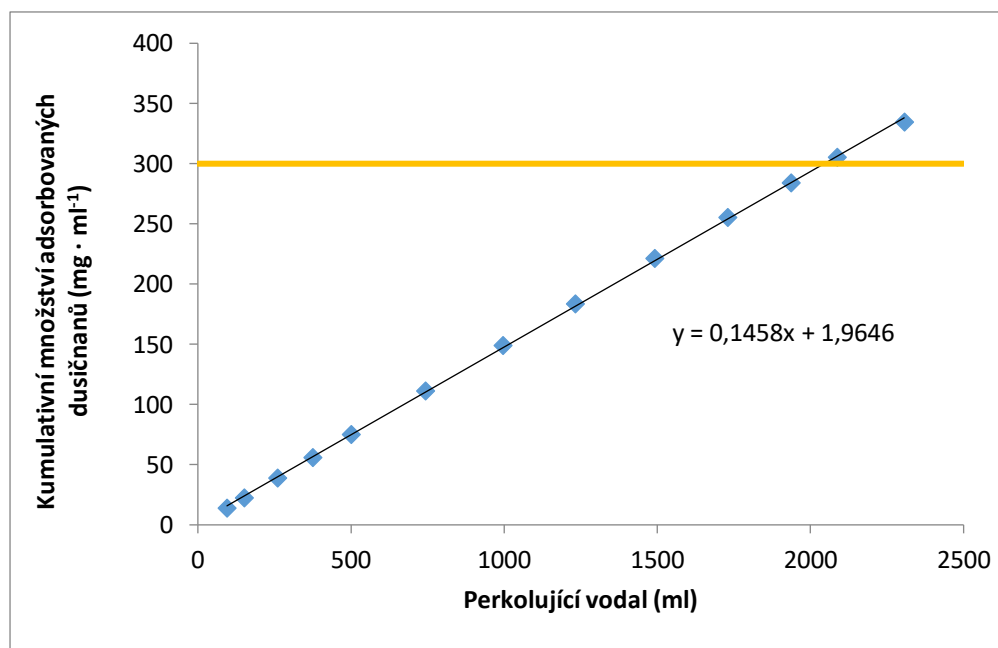
Obrázek 1 znázorňuje princip měření pomocí iontoměníčových pryskyřic, tj. měření množství  $\text{NO}_3^-$  pomocí citlivých aniontových pryskyřic; v obrázku označeno jako „Anion resin“); Vlevo: adsorpce: cílové ionty (dusičnany;  $\text{NO}_3^-$ ) jsou adsorbovány náhradou za uvolňováním chloridu (červená:  $\text{Cl}^-$ ), vpravo: desorpce.

## Chemická parametrizace iontoměničových pryskyřic

### Adsorpce

Výrobce specifikoval adsorpční kapacitu iontoměniče jako 0,5 g dusičnanu na jeden gram pryskyřičných zrn. Tento parametr byl ověřován pomocí velkého počtu testů, průměrná maximální adsorpční kapacita byla 0,5287 g dusičnanu na jeden gram iontoměničové pryskyřice.

Rychlost adsorpce iontoměničových pryskyřic byla stanovena pomocí perkolační metody (obrázek 2). Ionměničová pryskyřice byla kontinuálně promývána roztokem se známou koncentrací dusičnanů a poté, v intervalech 5 minut byly odebírány vzorky pro zpětné stanovení dusičnanů. Dříve stanovená adsorpční kapacita iontoměniče (žluté označení v grafice) byla výrazně překročena. Adsorpce dusičnanů v iontoměničové pryskyřici byla rychlá a roztok dusičnanů pronikající pryskyřicí byl pryskyřicí zcela absorbován. Jakýkoli kontakt s roztokem dusičnanu vedl k adsorpci v iontoměničové pryskyřici. Hydraulická vodivost pryskyřice je podrobněji popsána v následující kapitole „Fyzikální hodnocení“.



Obrázek 2 Rychlost adsorpce dusičnanů. Kumulativní koncentrace dusičnanů (modrá); dříve stanovená adsorpční kapacita iontoměniče (žluté označení)

### Regenerace / desorpce:

Předtím, než může být koncentrace adsorbovaného dusičnanu stanovena fotometricky, je nutná regenerace, tj. desorpce adsorbovaného dusičnanu. Nasorbovaná iontoměničová pryskyřice byla

regenerována regeneračními roztoky různých koncentrací (tabulka 1). Čím nižší je molarita regeneračního roztoku, tím nižší je koncentrace desorbovaného dusičnanu. Ve výsledku se to projeví tak, že 0,1 molární roztok chloridu sodného (regenerační roztok) byl schopen oddělit nejmenší množství dusičnanů z iontoměničové pryskyřice. S 1 molárním roztokem chloridu sodného lze dosáhnout uspokojivé desorpce. Vyšší molarity nebyly zkoušeny, protože halogeny, jakým je i tento chlorid, mají při dlouhodobějším; měření negativní dopad na měřicí přístroj. I přes halogenový lapač před detektorem fotometru by chlorid mohl způsobit oxidaci detektoru a tím zničit detektor.

Před a po každé regeneraci byly iontoměniče při pokojové teplotě vysušeny a byla stanovena suchá hmotnost iontoměničů. V případě rutinní, sériové regenerace by byla stanovována suchá hmotnost iontoměniče před a po každé regeneraci. Všechny parametry, které ovlivňují regeneraci, byly stanoveny podle „metody pokusu a omylu“, což vedlo k následujícímu pracovnímu protokolu: exponované iontoměniče jsou třepány s 50 ml 1M roztoku NaCl po dobu 3 hodin, před a po každém regeneračním kroku jsou iontoměničové pryskyřice sušeny při pokojové teplotě, aby se stanovila jejich počáteční a konečná hmotnost.

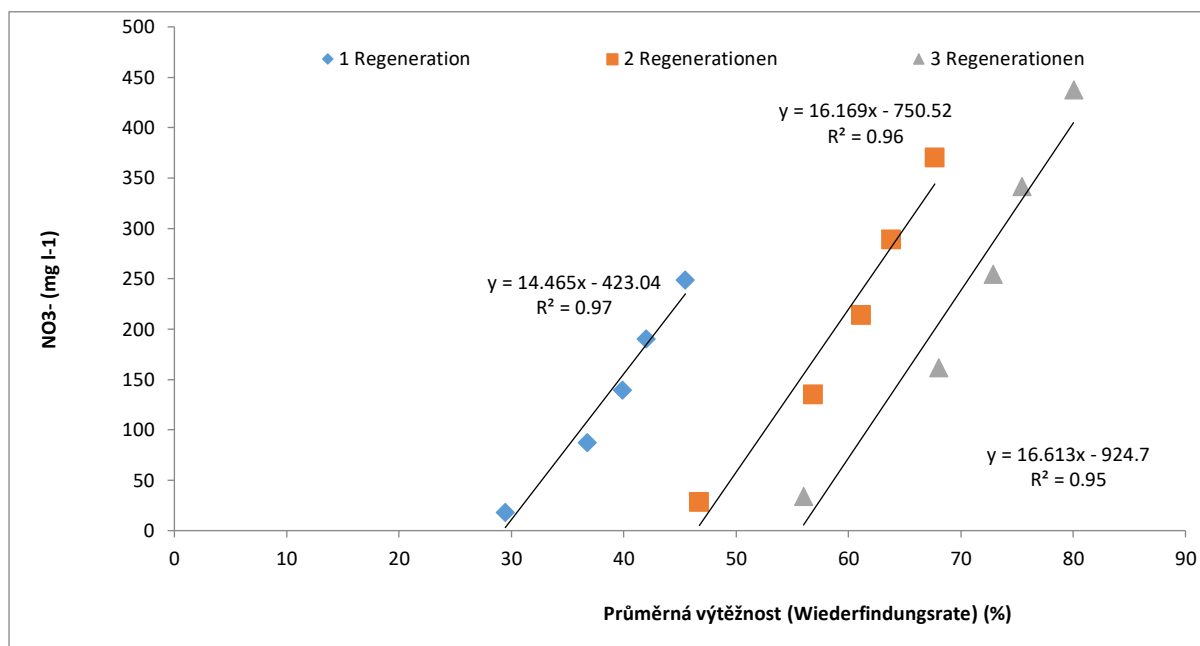
Tabulka 17 Regenerace iontoměničů rozdílnou koncentrací regeneračních roztoků.

Regenerační roztok	Koncentrace dusičnanů v roztoku	Měřená koncentrace dusičnanů
1 M NaCl	545.28	261.57
0,5 M NaCl	542.58	193.51
0,1 M NaCl	546.06	54.99
1 M NaCl	545.62	250.58
0,5 M NaCl	547.44	173.17
0,1 M NaCl	547.70	53.56

V dalším experimentu byla stanovena míra výtěžnosti a to desorpce (regenerací) pryskyřice. K tomuto účelu byly iontoměničové pryskyřice nasyceny různými koncentracemi dusičnanů a následně z iontoměničové pryskyřice desorbovány. Tento proces byl opakován čtyřikrát, aby byla potvrzena reprodukovatelnost získaných výsledků.

Vícenásobné množství regenerací by postupně desorbovalo více dusičnanů z iontoměniče. Na obrázku 3 je ukázán vztah mezi výtěžností a koncentrací dusičnanů v roztoku. Výsledná hodnota z každého regeneračního kroku byla přidána k předchozímu regeneračnímu kroku, výsledek třetího znázorněného regeneračního procesu je tedy součtem prvního, druhého a třetího regeneračního

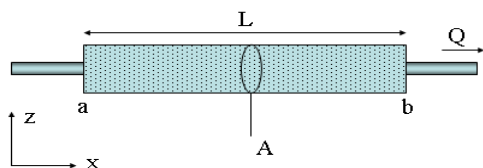
kroku. Čím vícekrát došlo k regeneraci, tím více dusičnanů bylo možné desorbovat. Vztah mezi výtěžnostmi a koncentrací dusičnanů v roztoku je lineární, a proto je možno koncentraci dusičnanů zachycených v iontoměničce odvodit i po první regeneraci.



Obrázek 3 Průměrná koncentrace desorbovaného dusičnanu a průměrná výtěžnost (%) v průběhu sériové regenerace: první (modrá), druhá (oranžová), třetí (šedá). (n = 4).

### Fyzikální parametrizace iontoměničových pryskyřic

Pro fyzikální parametrizaci iontoměničové pryskyřice byl založen perkolační test. Důležitým fyzikálním měřítkem je vodivost vody, která odráží pohyb vody v půdě a je charakterizována Darcyho rovnicí. Obr. 4 ukazuje hlavní parametry Darcyho zákona. Průměrná průtoková rychlost roztoku dusičnanu přes iontoměnič byla  $49,89 \text{ m}^3 \cdot \text{min}^{-1}$ . Plocha (A) byla  $1,33 \text{ cm}^2$ , délka kolony (l) byla  $7,2 \text{ cm}$  a výška tlakové ztráty byla ( $\Delta h$ )  $27,2 \text{ cm}$ . Tak bylo možno vypočítat hydraulickou vodivost  $143 \text{ m} \cdot \text{d}^{-1}$ .



Obrázek 4 Parametry Darcyho zákona.

Průměrná hydraulická vodivost iontoměničové pryskyřice (143 m. d-1) je podobná vodivosti půdního typu s vysokým obsahem písku v zrnité frakci (tab. 2). Hydraulická vodivost je mírou odtoku média. Čím je médium poréznější, tím větší je plocha pórů transportujících vodu, v důsledku čehož je odvodnění rychlé. Charakteristickým rysem této oblasti hydraulické vodivosti je vysoký podíl hrubých pórů, které obvykle zajišťují rychlou drenáž. Tvar průtokových drah, charakterizovaný úzkými místy a zakřiveními, také do značné míry určuje vodivost vody. Perkolace dusičnanů závisí na pohybu půdní vody. Aby se zajistil hydraulický kontakt iontoměniče s půdou, je důležité, aby hydraulické vlastnosti iontoměniče odpovídaly vlastnostem půdy, jinak by půdní voda mohla iontoměniče „obtékat“.

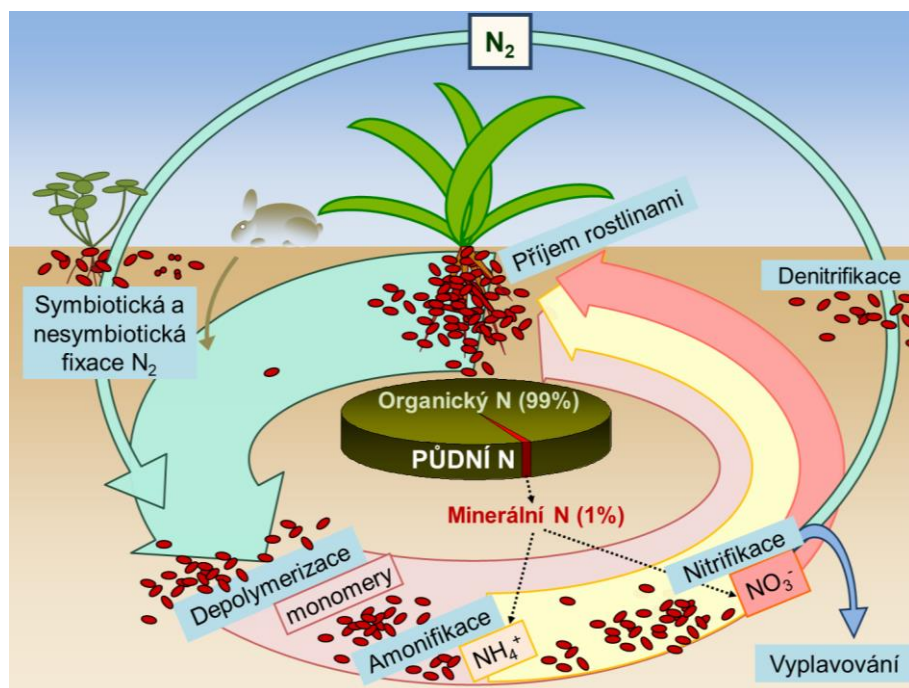
Tabulka 18 Hydraulická vodivost iontoměničů

Hmotnost iontoměničů (g)	Hydraulická vodivost (m.d <sup>-1</sup> )
48.66	139.7743
49.91	143.3649
50.09	143.8819
50.29	144.4564
50.50	145.0596

## Vliv živých organismů na množství dusičnanů v půdě

Teoreticky, za předpokladu rovnoměrné nitrifikace, tedy více méně stálého mikrobiálního uvolňování dusičnanů z půdního prostředí, ve kterém se již nenachází uplatnění pro předcházející meziprodukt mikrobiálních přeměn dusíkatých látek, pro amonný dusík, by cílem modifikace iontoměničů mělo být optimalizovat tento systém tak, aby bylo možné navázat co nejlepší hydraulický kontakt mezi iontoměničovou pryskyřicí a okolní půdou. Praxe je ale přece jen poněkud složitější. K nitrifikaci dochází v půdě nárazově, v době, kdy je například suchem navozená taková situace v půdě, že žádný z živých organismů, které běžně kontrolují množství dusičnanů v půdě, není schopen tuto látku zpracovávat a dusičnany se v půdě hromadí. Následný prudký déšť rozplavuje zásoby dusičnanů do půdy.





Obrázek 5 Koloběh dusíkatých látek v agroekosystému

V přírodních, nebo přírodě blízkých ekosystémech se tak homogenizuje nabídka dusíkatých látek v půdním prostředí. V orných půdách jsou tyto momenty určující pro pohyb klíčové živiny do hlouběji ležících půdních vrstev ke kořenům plodin, a to v její nejatraktivnější podobě, v dusičnanech. Pokud je vegetace stále v růstu, a tím mají i půdní mikroorganismy zajištěn dostatečný přísun energie v podobě jednoduchých organických látek uvolňovaných z kořenů rostlin, je riziko vyplavování dusičnanů minimální. Stejně tak je riziko paradoxně minimální, pokud vegetace v růstu není, půdní mikroflóra není v dobré kondici a současně je půda fyzikálně silně degradovaná. Taková půda ztěžuje infiltraci srážkové vody, má nadměrný podíl půdních pórů o průměru menším, než je 30  $\mu\text{m}$  a tak dochází velmi rychle ke snížení půdního provzdušení a k masivnímu využívání dusičnanů pro alternativní dýchání specializovaných mikroorganismů - dochází k denitrifikaci a riziko vyplavování dusičnanů z půdy se rovněž snižuje (viz obr. 5). Nadbytečné množství srážkové vody nevsákne, stéká po povrchu, působí erozi, nicméně se nepodílí se na rizikovém posunu dusičnanů do blízkosti podzemních vod. Pro vývoj optimální metody je tedy biologická parametrizace aplikace iontoměničových pouzder minimálně stejně důležitá, jako je parametrizace fyzikální a chemická.

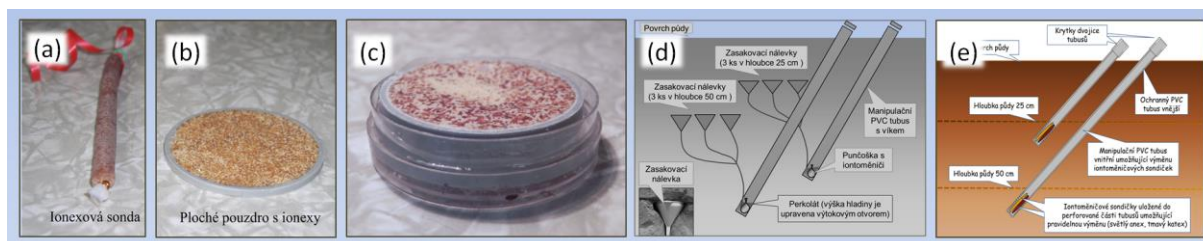
Z biologického hlediska je nutno zachytit nárazové úniky dusičnanů během popisovaného souběhu mimořádných událostí. Není nutno klást takový důraz na měření míry nitrifikace v místech vzniku dusičnanů, na modifikaci iontoměničů k navázání co nejlepšího hydraulického kontaktu mezi iontoměničovou pryskyřicí a okolní půdou. Neustálým odběrem dusičnanů adsorpcí na povrch

iontoměničů a jejich výměnou za ionty chloridů totiž měníme aktivním mikroorganismům jejich životní prostředí a dochází k jejich adaptaci. V okolí iontoměničového pouzdra tak může být díky dokonalému hydraulickému kontaktu mezi iontoměniči a půdou a pozměněným podmínkám míra nitrifikace jiná než v okolní půdě. Z biologického hlediska je žádoucí zachytit nárazové úniky dusičnanů při souběhu nepříznivých okolností – dát do cesty prosakující půdní vodě takový „lapač“, který je schopen zachytit vyplavované dusičnany.

## Ověření v polních podmínkách

Různá iontoměničová pouzdra pro monitorování osudů minerálních dusíkatých látek v půdě, která jsou zapravovaná do půdy přímo, jsou na mikrobiologickém pracovišti Agronomické fakulty Mendelovy univerzity používána více než 25 roků. V projektové žádosti INTEKO CZAT 42 je uvedeno, že: „pracovníci Mendelovy univerzity mají velké zkušenosti s technologií využití iontoměničových pouzder, že tyto metody dovolují při příznivých nákladech měřit mobilitu dusíku v půdě během delšího časového období a že Mendelova univerzita bude provádět vědeckou evaluaci výsledků projektu“. Dále, že: „Na základě výsledků testování partneři zpracují report ve formě ukázkové případové studie o testování s předvedením hodnocení výsledků. Podrobný popis jednotlivých kroků, výsledků a jejich verifikace může významným způsobem napomoci implementaci výsledků do praxe v příhraničních regionech, které jsou zdrojem pitné vody“.

Tento materiál, tento výstup z projektu INTEKO, by měl být využitelný praxí, proto je v následujících kapitolách a podkapitolách představen vývoj uplatnění iontoměničů v praxi na příkladu pěti metod využívajících různé možnosti aplikací iontoměničů, které byly využívány a inovovány v průběhu řešení projektu INTEKO (obr. 6).



Obrázek 6 Přehled metod, ve kterých jsou uplatňovány iontoměniče

Vysvětlivky k obrázku 6: (a) iontoměničové sondy aplikované přímo do půdy (kap. 3.1), (b) iontoměničové disky aplikované přímo do půdy (kap. 3.2), (c) inovované iontoměničové disky aplikované přímo do půdy (kap. 3.3), (d) systém záchytu vyplavovaného minerálního dusíku

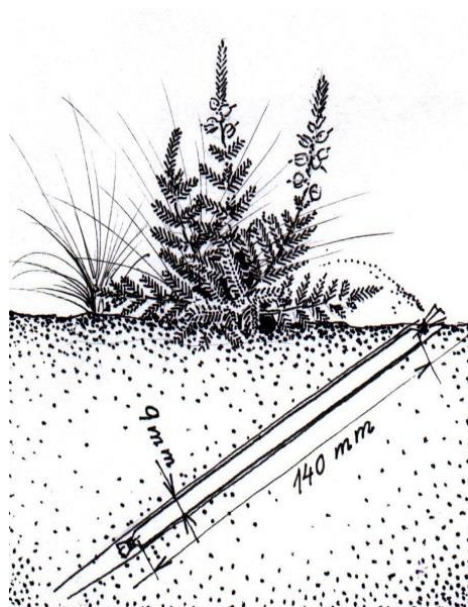
iontoměniči umožňující výměnu iontoměničů z povrchu půdy a přepočet výsledků na plochu (kap 3.4), (e) nový systém zachytu vyplavovaného minerálního dusíku iontoměniči umožňující výměnu iontoměničů z povrchu půdy (kap 3.5).

U jednotlivých metod jsou uvedeny příklady použití, možnosti interpretace výsledků a výhody, případně nevýhody proti jiným metodám. **Pro snazší orientaci jsou odlišnou barvou a proloženým typem písma zvýrazněny možnosti interpretace výsledků dané metody (na příkladu této věty).**

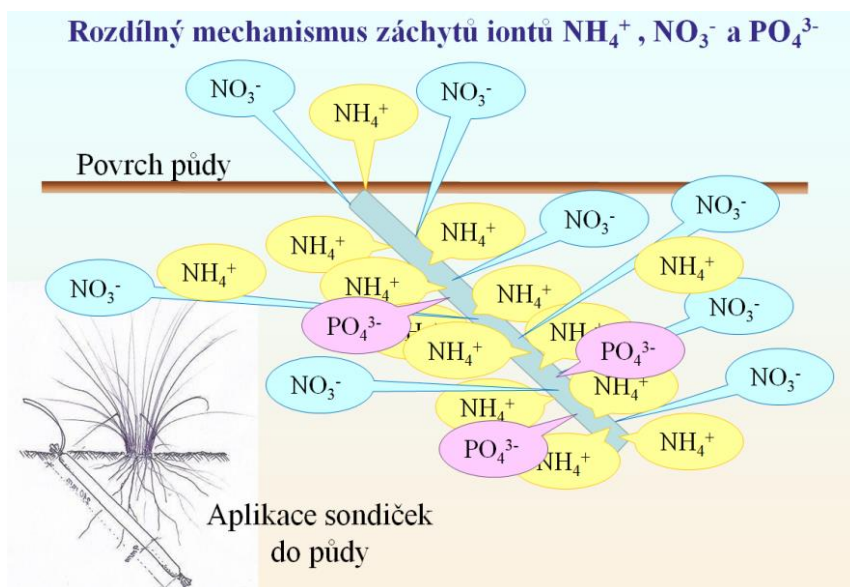
## Iontoměničové sondy aplikované přímo do půdy

### Příprava a příklady použití

Vlastní iontoměničové pryskyřice se vkládají do půdního profilu ve válcovitých sáčcích (v podobě doutníkovitých punčošek) zhotovených z polyamidové síťoviny UHELON (Silk & Progress, typ 130 T, velikost očka 42  $\mu\text{m}$ ). Používané ionexy vyrábí firma PUROLITE (katex - PUROLITE C100E, anex - PUROLITE A520E). Sklon zapravení a parametry ionexové sondy jsou zřejmé z obr. 7. Tyto sondy jsou po expozici v půdě po jednom měsíci až jednom roce (podle zaměření studia) vyjmuty z půdy a zachycené ionty  $\text{NH}_4^+$  a  $\text{NO}_3^-$  jsou desorbovány (viz kap. 2.2.2 Regenerace / desorpce). Ionty jsou z iontoměničů vytěsňeny 10 % roztokem NaCl. Amonné ionty byly stanoveny destilačně titrační metodou (PEOPLES ET AL. 1989). Nitrátové ionty byly stanovovány stejným způsobem po předcházející redukcí Devardovou slutinou (Záhora, 2001).

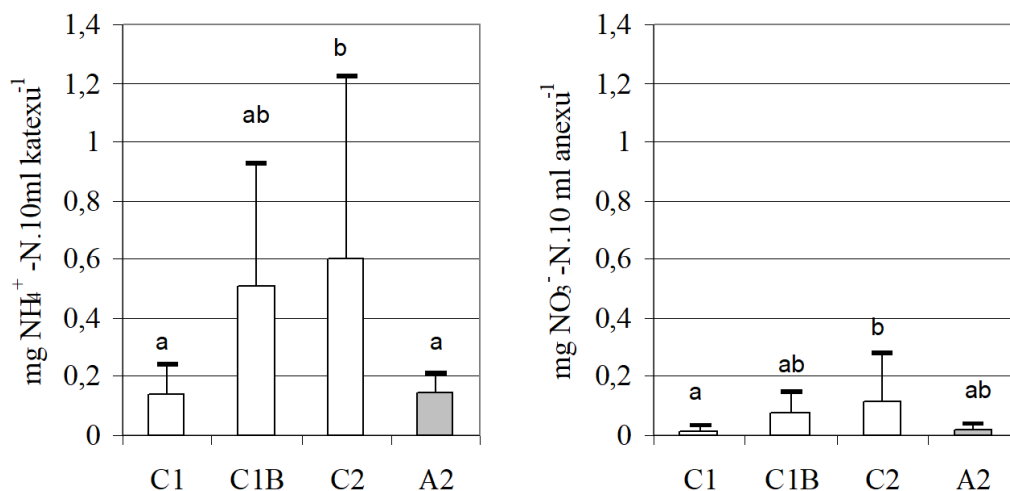


Obrázek 7 Schematické znázornění iontoměničové sondy zapravené do půdního profilu



Obrázek 8 Způsob záchytu iontů do struktur iontoměničů

Na obrázku je znázorněn odlišný způsob záchytu amonných, nitrátových a fosforečných iontů do struktur iontoměničů aplikovaných do půdy v úzkých a dlouhých iontoměničových sondách. Fosforečné anionty jsou zachytávány anexy hlavně ze zdrojů v bezprostředním sousedství iontoměničové sondy v půdě; obdobně jako amonné ionty katexy. Méně významným zdrojem je transport fosforečných iontů v půdním roztoku tak, jako se to děje dominantně v případě nitrátového dusíku. Měření pomocí iontoměničových sond bylo provedeno z důvodu bližší specifikace míst, ze kterých se generuje dostupnost živin a tím i relativně vysoké ztráty klíčových živin.

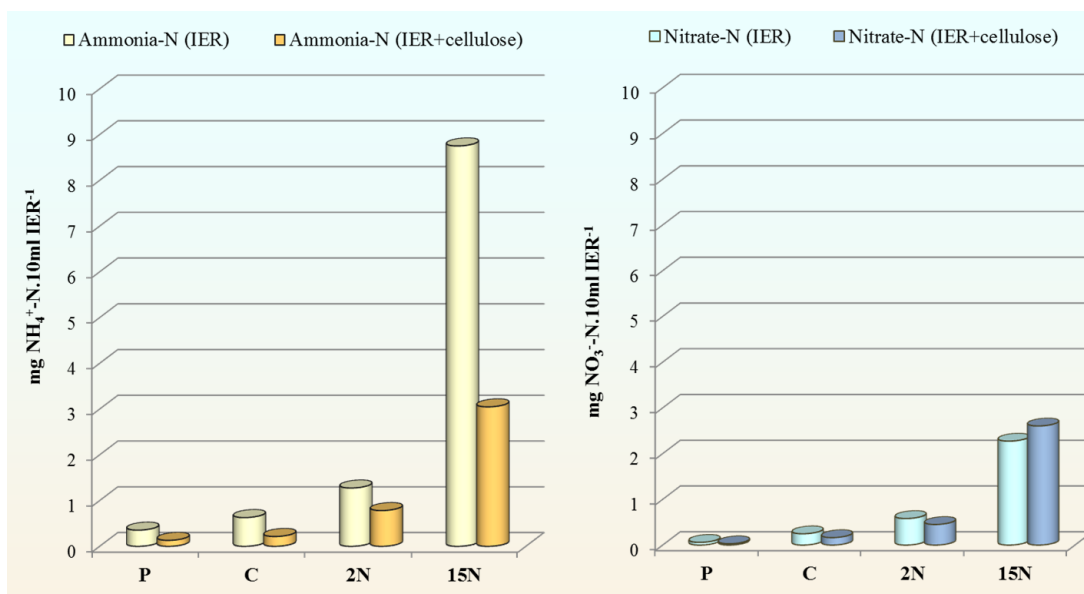


Obrázek 9 Historicky první použití iontoměničových sond

Historicky první použití iontoměničových sond na vřesovištích Národního parku Podyjí (obrázek 9), které umožnilo vysvětlit vyšší zátěž dusíkatými látkami na vřesovištích u Havraníků než na vřesovištích na Kraví hoře. Uvedeno je množství minerálního dusíku zachycené iontoměniči exponovanými po dobu od 6. 10. 2000 do 21. 5. 2001 (227 dnů) v půdní hloubce 0 – 10 cm na lokalitě „Kraví hora“ pod porosty: C1 *Calluna vulgaris*, C1B *C. vulgaris* po vypálení, a na lokalitě „Havraníky“: C2 *Calluna vulgaris*, A2 *Arrhenatherum elatius*. Data zobrazují průměry + směrodatnou odchylku a hodnoty označené různými písmeny jsou statisticky rozdílné při  $P \leq 0,05$  (Záhora, 2001).

Množství minerálního N zachyceného iontoměniči v půdě pod porostem vřesu v době od 6. 10. 2000 do 21. 5. 2001 (227 dní) bylo 5 krát vyšší na lokalitě „Havraníky“ než na lokalitě „Kraví hora“, což odráží nesrovnatelně vyšší zátěž dusíkem na lokalitě „Havraníky“. Nejnižší množství minerálního dusíku bylo zachyceno shodně v půdě pod porostem vřesu na Kraví hoře a v půdě pod porostem ovsíku na Havraníkách. **Znamená to, že na těchto dvou rozdílných lokalitách jsou pod porosty rozdílných rostlin vnitropůdní mikrobiální transformace dusíku vybalancovány stejným způsobem vzhledem ke vstupům a výstupům N z ekosystému. Tyto rostliny mají ale úplně odlišné nároky na dusík. Pomocí iontoměničů se tak podařilo vysvětlit agresivnější zarůstání vřesovišť vysokostébelnými expanzivními druhy trav ovsíkem a třtinou (*Arrhenatherum elatius* a *Calamagrostis epigejos*) na lokalitě Havraníky.**

Z metodického pohledu je zapotřebí vyzdvihnout rozdílnou váhu a rozdílnou vypovídací schopnost aktuálně zjištěného množství minerálního N, které je sice možno vyjádřit na jednotku hmotnosti půdy, které je však poplatné pouze danému a v podstatě neopakovatelnému okamžiku vývoje ekosystému, proti množství minerálního N zachyceného prostřednictvím iontoměničů. Třebaže je možné výsledky získané z iontoměničů interpretovat pouze relativně na objemová množství ionexů, mají obrovskou výhodu ve schopnosti akumulovat minerální N uvolňovaný mikrobiálními procesy za účasti všech ostatních určujících biotických a abiotických faktorů v průběhu dlouhých časových období v prakticky nenarušeném půdním prostředí.



Obrázek 10 Příklad další aplikace iontoměničových sond

Příklad jiné aplikace iontoměničových sond (obrázek 10), které umožnily vysvětlit mechanismy působení atmosférických dusíkatých vstupů do zranitelných alpínských trávníků v Západních Tatrách: (a) po přidavku fosforu (varianta „P“) bylo prakticky zamezeno uvolňování dusičnanů do půdního roztoku a tím i jejich rizikovému vyplavování, což dokládá silnou limitaci zdejších porostů fosforem, (b) po přidavku celulózy (tmavší sloupečky „IER + cellulose“) se snížila přítomnost amonných iontů v půdním roztoku na více než polovinu - pro kontrolu zvýšené dusíkaté zátěže by tento ekosystém vyžadoval větší množství organických látek - je limitován energeticky, (c) po přidavku celulózy nedošlo ke změnám dostupnosti dusičnanů - osud dusičnanových iontů, pokud nejsou v ekosystému odebírány, je určován mechanismy transportu v půdním roztoku (vysvětlení viz obr. 8). Pokus byl realizován ve spolupráci se Slovenskou akademií věd v Nitře (Halada et al., 2016).

## Testování v lyzimetrických nádobách

Záchyty amonného a nitrátového dusíku a fosforu vyplavovaných z lyzimetrických nádob

V lyzimetrických nádobách umístěných na dvou lokalitách v ochranném pásmu vodního zdroje II. stupně Březová nad Svitavou, do kterých byly aplikovány přídatky různých látek; kompostu, biouhlu, kompostu obohaceného v základce o biouhel, směsi popelu z Vídeňské spalovny a kombinací popelu a kompostu, byl pěstován jílek vytrvalý společně s bobovitými rostlinami (jetel perský, jetel alexandrijský a tollice dětelová). Byl měřen objem odtékajících perkolátů a byly odebírány vzorky těchto

lyzimetrických vod. V laboratořích MENDELU bylo v těchto vzorcích stanovováno množství amonných a nitrátových iontů, pH a množství fosforu.



Obrázek 11 Příprava lyzimetrických nádob

Obr. 11 ukazuje přípravu lyzimetrických nádob před vlastním zahájením experimentu. Pro zabránění zrychleného odtoku průsakových vod po stěnách byl vnitřek nádob pokryt geotextilií (obr. vlevo). Na obrázku vpravo je zachycena aplikace různých druhů kompostu včetně různých aditiv - viz přehled jednotlivých variant v tab. 3.



Obrázek 12 Osazování připravených lyzimetrických nádob

Obrázek 12 ukazuje osazování připravených lyzimetrických nádob rostlinami, které byly předpěstovány v sadbovačích. Na obrázku vlevo je vidět semenáč jílku vytrvalého, který byl vyjmutý z komůrky sadbovače a je vkládán do odpovídajícího otvoru v pokusné nádobě. Prstenec s dvojitým hrdlem a s lomenými nerezovými pásky pro umístění nádobky se sorbentem slouží k měření půdní respirace. Na pravém snímku jsou osázené pokusné nádoby na začátku vegetační sezóny.



Obrázek 13 Způsob shromažďování perkolátů

Obrázek 13 znázorňuje způsob shromažďování protékajících perkolátů. Modelovými rostlinami pro účel tohoto experimentu byly jílek vytrvalý společně s leguminózami (jetel perský, jetel alexandrijský a tolice dětelová).

Tabulka 19 Varianty nádobového pokusu (n = počet opakování)

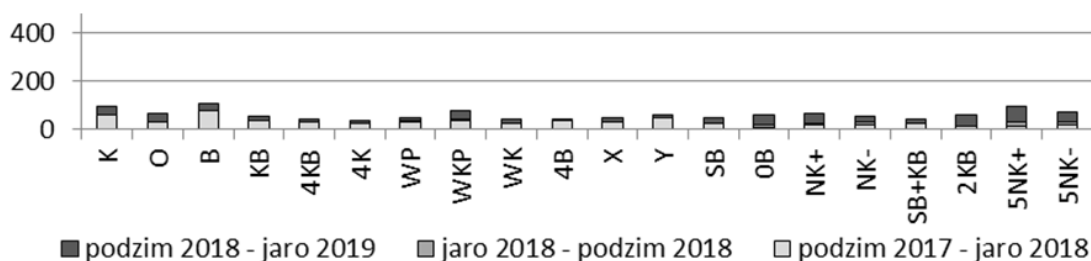
K	vyzrálý kompost v přepočítané dávce 30 t/ha	n = 4
O	kontrola	n = 4
B	biouhel v dávce 3 t/ha	n = 4
KB	kompostovaný biouhel v dávce 30 t/ha	n = 4
4KB	kompostovaný biouhel v dávce 120 t/ha	n = 4
4K	vyzrálý kompost v dávce 120 t/ha	n = 4
WP	popel z vídeňské spalovny v dávce 0,6 t/ha	n = 4
WKP	popel z vídeňské spalovny v dávce 0,6 t/ha + kompost v dávce 30 t/ha	n = 4
WK	kompost z vídeňské kompostárny v dávce 30 t/ha	n = 4
4B	biouhel v dávce 12 t/ha	n = 4
X	vložená kontrola	n = 4
Y	vložená kontrola	n = 4
SB	půda s dříve aplikovaným biouhlem na lokalitě Babička (v roce 2013)	n = 3



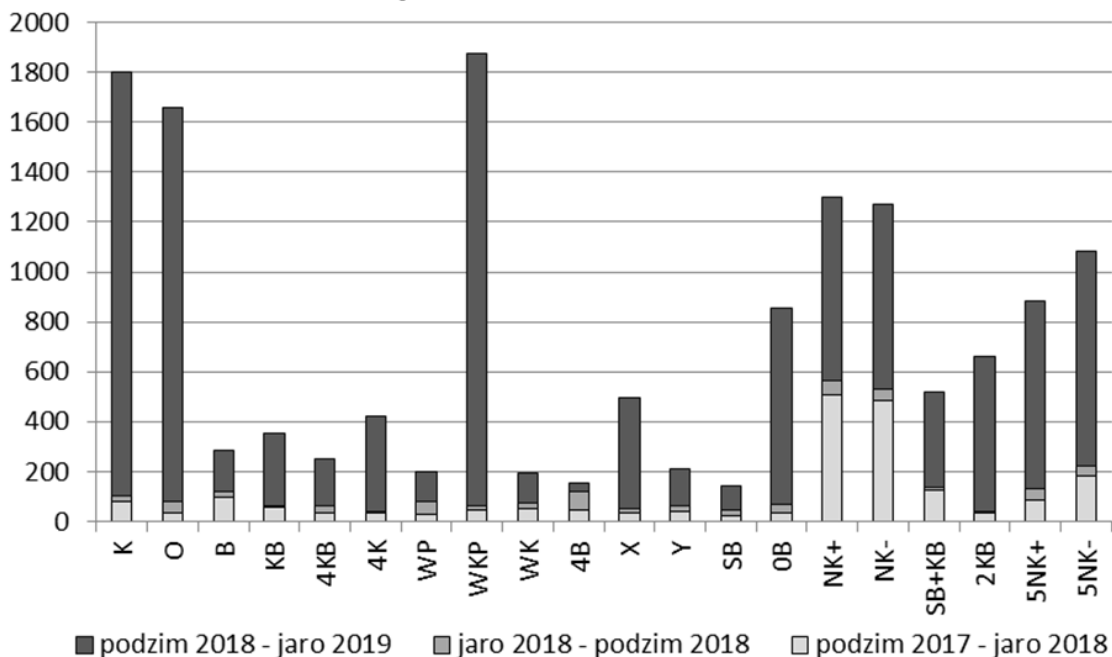
OB	kontrola na lokalitě Babička	n = 3
NK+	náměštský kompost dobrý v dávce 30 t/ha	n = 3
NK	náměštský kompost špatný v dávce 30 t/ha	n = 3
SB+KB	kompostovaný biouhel v dávce 30 t/ha přidáný do varianty SB	n = 3
2KB	kompostovaný biouhel v dávce 60 t/ha	n = 3
5NK+	náměštský kompost dobrý v dávce 150 t/ha	n = 3
5NK-	náměštský kompost horší v dávce 150 t/ha	n = 3

## Výsledky měření

### mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N zachycené v perkolátech

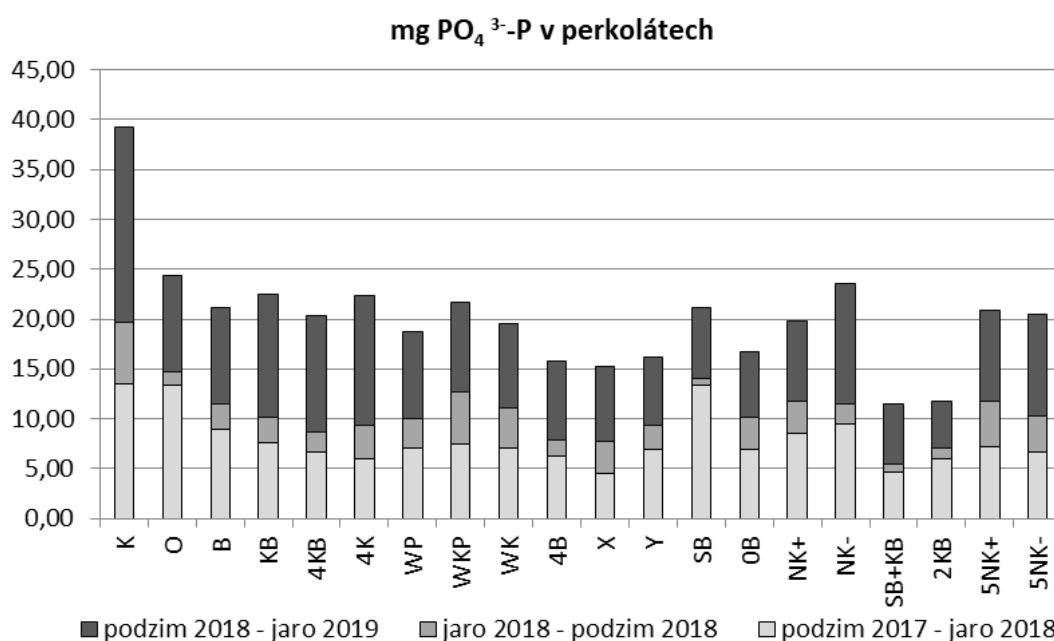


### mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N zachycené v perkolátech



Obrázek 14 Vyplavování minerálních forem dusíku z experimentálních nádob ve třech po sobě jdoucích obdobích v absolutních hodnotách.

Vyplavování amonného dusíku cestou perkolátů bylo ve srovnání s vyplavováním nitratového dusíku cca o jeden řád nižší a během tří po sobě jdoucích období nepřesáhlo ani v jedné variantě 100 mg  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  na jednu experimentální nádobu. Masivní mineralizace půdních organických forem dusíku po mimořádně suchém létě v roce 2018 se projevila v extrémních únicích nitratového dusíku v posledním sledovaném období podzim 2018 - jaro 2019. Tyto úniky nitratového dusíku maskují rozdíly mezi vlivem organických aditiv v jednotlivých variantách (viz obr. 14).



Obrázek 15 Vyplavování fosforu z experimentálních nádob ve třech po sobě jdoucích období v absolutních hodnotách

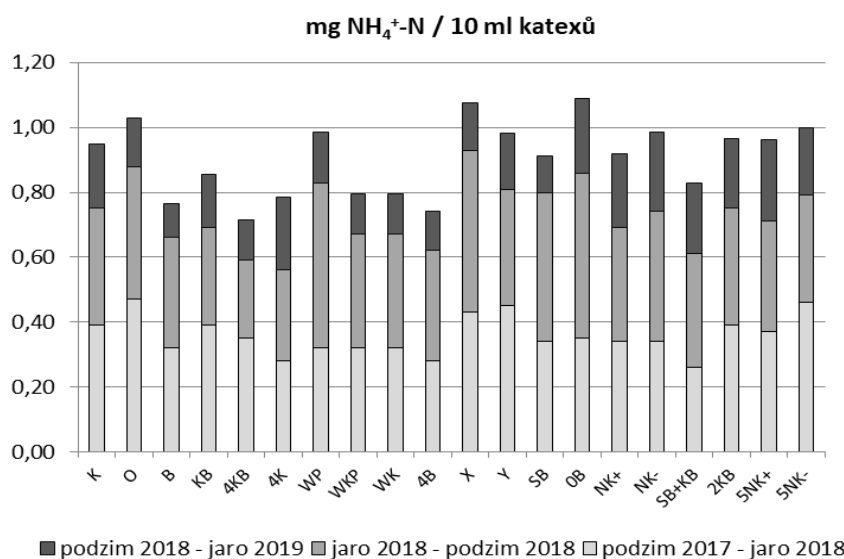
Vyplavování fosforu bylo významně (násobně) nižší během vegetačního období jaro 2018 - podzim 2018 ve srovnání s oběma obdobími vegetačního klidu (podzim 2017 - jaro 2018 a podzim 2018 - jaro 2019). Získané výsledky ilustrují význam interakcí mezi živými složkami ekosystému, jinými slovy význam rostlinných kořenů a s nimi interagujících přátelských mikroorganismů a jejich vitalitou pro kontrolu dostupnosti a uvolňování fosforu z různých půdních zásobníků.

## Dostupnost amonného a nitrátového dusíku a fosforu v povrchové vrstvě půdy



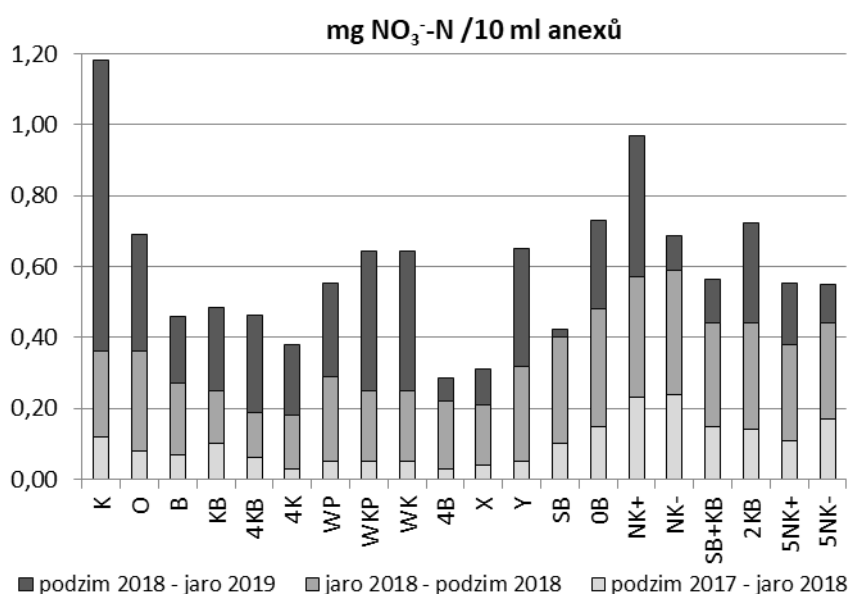
Obrázek 16 Uložení iontoměničových sond v nádobách

Obrázek 16 - Pro kontrolu mikrobiálního uvolňování minerálních forem dusíku a fosforu byly do povrchové vrstvy půdy v experimentálních nádobách umístěny iontoměničové sondy (obrázek vlevo). Sady anexových (světle krémové barvy) a katexových (hnědé) iontoměničových sond připravených k aplikaci do otvorů vytlačených do půdy pod úhlem 45 ° přiloženým bodcem (popis metody viz kap. 3.1.1). Obrázek vpravo - Katexová sonda k adsorpci amonných iontů povytažená před aplikací z půdy. Za ní se nachází prstenec pro měření půdní respirace.



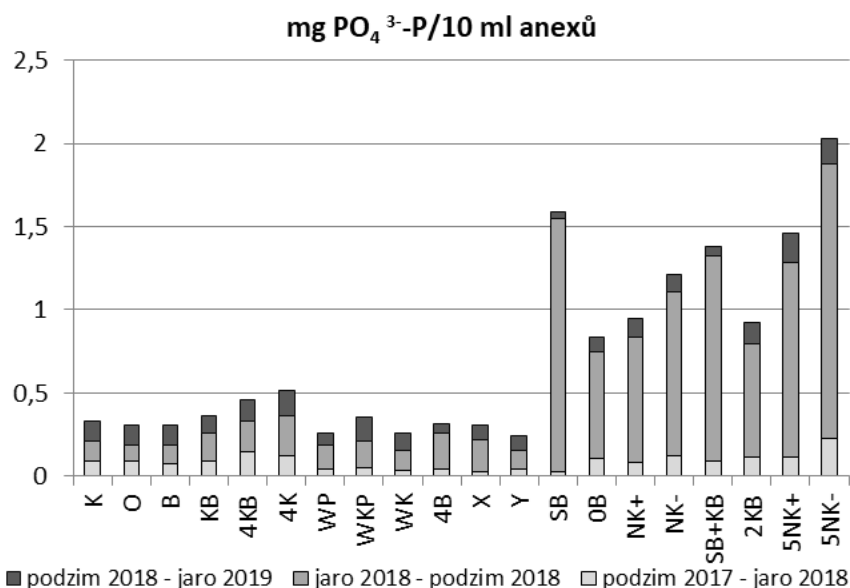
Obrázek 17 Dostupnost amonného dusíku ve třech po sobě jdoucích obdobích měřená v povrchové vrstvě půdy 0- 10 cm v experimentálních nádobách

Na základě výsledků stanovení dostupnosti amonného dusíku měřené zpětnou extrakcí z iontoměničů (z katexů) lze konstatovat, že v porovnání se zanedbatelnou přítomností amonných iontů v průsakových vodách je zřejmé, že potenciál amonizace či mineralizace organických forem dusíku v povrchových půdních horizontech je značný a přesahuje v prvních dvou obdobích potenciál nitrifikace (viz obr. 17 a 18). V posledním období (podzim 2018 - jaro 2019) se na snížení množství zachyceného dostupného amonného dusíku projevilo déletrvající sucho.



Obrázek 18 Dostupnost dusičnanového dusíku ve třech po sobě jdoucích obdobích měřená v povrchové vrstvě půdy 0- 10 cm v experimentálních nádobách.

Dostupnost nitrátového dusíku měřená zpětnou extrakcí z iontoměničů (z anexů) byla nejvyšší ve variantě K a NK+. V obou variantách byl aplikován kvalitní kompost z Náměštské kompostárny. Znamená to, že tento druh stabilizované organické hmoty může sloužit i jako významné dusíkaté hnojivo pro rostliny.



Obrázek 19 Dostupnost fosforu ve třech po sobě jdoucích obdobích měřená v povrchové vrstvě půdy 0- 10 cm v experimentálních nádobách.

Obrázek 19 - Nápadné je selhávání půdního systému stran kontroly mikrobiálního zpřístupňování fosforu v nádobách, které byly více vystaveny klimatickým extrémům (na lokalitě „Babička“ - varianty SB, OB, NK+, NK-, SB+KB, 2KB, 5NK+, 5NK-).

Dostupnost fosforu měřená zpětnou extrakcí z iontoměníčů (z anexů). Vliv mimořádné klimatické situace v průběhu vegetačního období roku 2018 (jaro 2018 - podzim 2019) byl významnější než vliv různých organických přísadků. Tento vliv se projevil zejména na lokalitě Babička, která je více exponovaná a nádobové pokusy podléhaly větším klimatickým stresům (varianty SB až 5NK-).

**Na základě provedených měření lze udělat následující závěry: (a) vyplavování amonného dusíku je zanedbatelné, (b) vyplavování nitratového dusíku je o mnoho vyšší a (c) vyplavování fosforu představuje jenom zlomek množství vyplavovaných dusičnanů, (d) pro velikost ztrát dusíku a fosforu je klíčový stav oživení půdy v mimovegetačním období, méně významným vlivem je kvalita a kvantita organických vstupů z povrchu půdy.**

### Měření půdních mikrobiálních aktivit pomocí měření půdní respirace

Z výše uvedených závěrů vyplývá, že dynamika uvolňování živin a jejich následné vyplavování nebylo příliš ovlivněno různorodou kvalitou a kvantitou organických vstupů z povrchu půdy. Významnější roli sehrály mikroklimatické podmínky a roční období. Dalo se předpokládat, že se půdní organismy a

pěstované experimentální rostliny rychle adaptovaly na různorodé organické vstupy. Aby bylo možno potvrdit nebo vyvrátit tento předpoklad, bylo provedeno terénní měření půdních mikrobiálních aktivit pomocí měření půdní respirace. Stanovení kumulativní produkce CO<sub>2</sub> probíhalo v průběhu vegetační sezóny přímo v jednotlivých lyzimetrických nádobách. Pro měření byla použita upravená metoda s využitím sorpce CO<sub>2</sub> na natrokalcit (Keith & Wong, 2006).

Zrna natrokalcitu obsahují NaOH a Ca(OH)<sub>2</sub> a přibližně 13 - 18 % absorbované vody, která je nezbytná pro chemickou reakci CO<sub>2</sub> s bazickými kationty za vzniku uhličitánů (Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> a CaCO<sub>3</sub>). Tvorba uhličitánů se odráží v nárůstu hmotnosti zrn. Přírůstek hmotnosti natrokalcitu se měří ve vysušeném stavu mezi počátečním a konečným stavem.

Pro měření byl použit natrokalcit o velikosti zrn 2-5 mm. Natrokalcit (12 ± 1 g) byl umístěn do uzavíratelných PE lahviček, které byly před aplikací 14 hod. vysušeny při 105 °C. Následně byly lahvičky s vysušeným natrokalcitem umístěny do jednotlivých lyzimetrů a hermeticky uzavřeny plechovou nádobou. Po 24 hodinách inkubace byly lahvičky vyjmuty z lyzimetrů, uzavřeny a po převozu do laboratoře opět vysušeny při 105 °C po dobu 14 hod.

Výsledky byly vyhodnoceny jako kumulativní produkce CO<sub>2</sub> v gramech na 1 m<sup>2</sup> lyzimetru za 1 den (g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> den<sup>-1</sup>). Přepoččet byl proveden podle upraveného výpočtu, dle metodiky Keith & Wong (2006):

$$\text{Produkce CO}_2 = \left[ \frac{(m_1 - m_2) \cdot 1,69}{S} \right] \cdot \left[ \frac{24}{t} \right] \cdot \left[ \frac{12}{44} \right] \quad (\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ den}^{-1})$$

m<sub>1</sub>... hmotnostní přírůstek vzorku (g)

m<sub>2</sub>... hmotnostní přírůstek slepého vzorku (g)

1,69... koeficient účinnosti poutání CO<sub>2</sub> na natrokalcitu

S... plocha půdy, na které dochází k poutání CO<sub>2</sub>

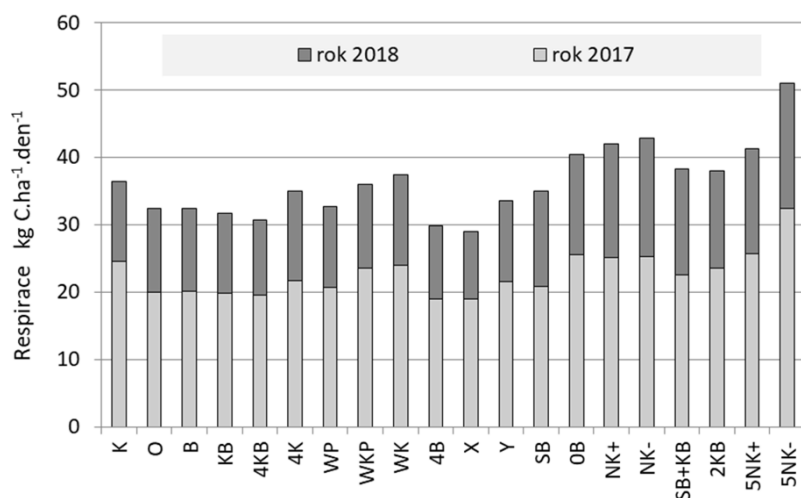
t... čas měření respirace (hod)

12/44... poměr molární hmotnosti uhlíku k celé molekule CO<sub>2</sub>



Obrázek 20 Princip měření produkce CO<sub>2</sub>

Obrázek 20 - Princip měření produkce oxidu uhličitého jeho záchytem do alkalického sorbentu podle Keith et Wong (2006). Systém uzavírání jímacího prostoru plechovou nádobou ponořenou do vody ve štěrbině dvojitého hrdla novodurového prstence, který je trvale zabořený v půdě, je vlastní, navržený a sestavený autory předkládané metodiky



Obrázek 21 Půdní respirace

Obrázek 21 - V celkově sušším roce 2018 byla zaznamenána také nižší půdní respirace, aniž by se v mikrobiálních aktivitách určujících míru půdní respirace nějak významněji promítl vliv nejrůznějších organických aditiv.

**Dílčí závěry získané z lyzimetrických nádobových pokusů realizovaných v průběhu projektu INTEKO:**

(a) Navzdory zanedbatelnému vyplavování amonného dusíku je intenzita mineralizace v povrchové vrstvě půdy (zde prezentovaná jako dostupnost amonného dusíku /obr. 18/) dostatečně vysoká, rovnocenná intenzitě nitrifikace, která je prezentovaná jako dostupnost nitrátového dusíku /obr.19/, (b) různorodé přídavky kompostů a jiných aditiv mají na půdní mikrobiální procesy menší vliv než jsou sezónní a mimosezónní výkyvy teplot a srážek a rovněž vliv lokalit, (c) vyšší intenzita mikrobiálních aktivit v povrchové vrstvě půdy se nepromítá do množství vyplavovaných minerálních sloučenin - platí pro amonný dusík a pro fosfor (porovnání obr. 14 a 18, resp. v případě fosforu obr. 15 a 20), jinými slovy případné ztráty amonného dusíku a fosforu jsou půdním sloupcem ještě dostatečně efektivně kontrolovány, (d) výše uvedené závěry ohledně nevýznamného vlivu dodaných organických látek potvrzují výsledky nevýznamných rozdílů v měřeních půdní respirace /obr. 21/.

### Iontoměničové disky aplikované přímo do půdy

V roce 2011 byly prezentovány výsledky pětiletého studia (2005 - 2010) zaměřeného na únik minerálního dusíku z jímacího území vodního zdroje Březová nad Svitavou, který je zdrojem pitné vody pro brněnskou oblast a okolí. K měření množství vyplavovaných dusičnanů byla použita v dané době nová metoda aplikace plochých vodorovných disků s iontoměniči vloženými vodorovně do půdní hloubky 20 a 50 cm (Šrámek et al., 2004; Nohel et al., 2008). Povádí má vysoký podíl orné půdy, která je obhospodařována konvenčně, tj. s použitím běžných agrochemikálií a proto byla studie zaměřena na míru té zátěže v zájmovém území, která pochází z orných půd. Pro dostatečnou vypovídací hodnotu měření byly vybrány tři různé lokality s ornou půdou, tři s luční půdou a pět s půdou lesní. Ploché disky byly zhotoveny z novoduru (vnitřní průměr 70 mm; výška 3 mm a uzavřeny shora a zespodu polyamidovou síťovinou o velikosti oka 42 µm. Disky byly naplněny směsí katexu s anexem v poměru 1:1. Iontoměničový disk připravený k aplikaci do půdy je na obr. 22.

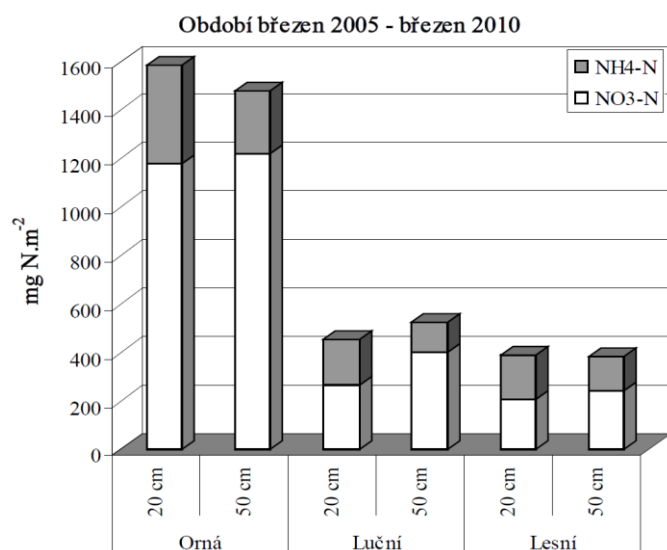


Obrázek 22 Plochý iontoměničový disk připravený k aplikaci do půdy





Obrázek 23 Vložení plochých iontoměničových disků do půdního profilu v hloubce 20 a 50 cm.



Obrázek 24 Kumulativní záchyt amonného a nitrátového dusíku

Obrázek 24 znázorňuje kumulativní záchyt amonného a nitrátového dusíku v iontoměničových pouzdrech vložených do půd různých typů ekosystémů (orné, luční a lesní půdy, hloubka 20 cm a 50 cm) za pětileté období sledování úniků minerálního dusíku z jímacího území vodního zdroje Březová nad Svitavou.

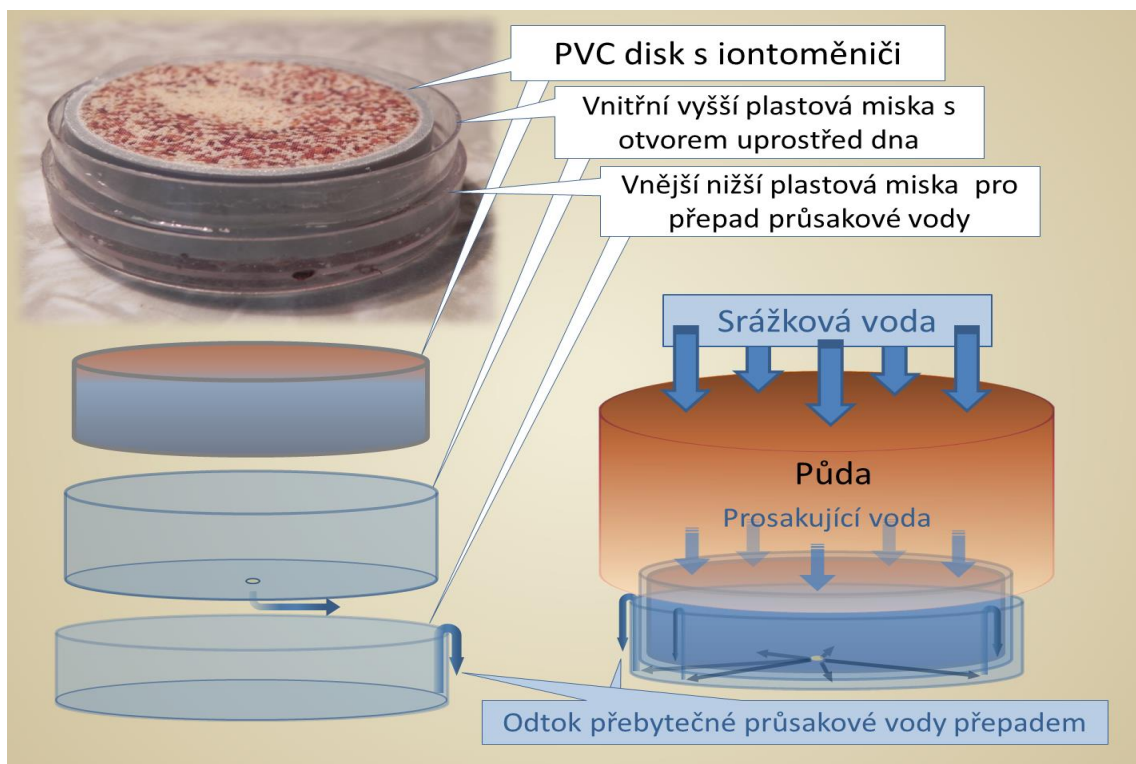
Díky známé ploše disků jsou výsledky přepočítatelné na mg zachycené formy dusíku na m<sup>2</sup>. **Množství zachycených amonných nebo nitrátových iontů na zrnech iontoměničů podává informaci o tom, kolik dusíku je půdní prostředí schopno nenávratně uvolnit (ztratit) z uzavřených vnitřních cyklů. Z orných půd se v daném území vyplavuje přibližně třikrát více dusičnanů, přičemž část těchto úniků prosakuje**

do hlouběji ležících horizontů lučních a lesních půd (obr. 24). Závěrem lze doporučit provádění opatření ke snížení množství dusičnanů v pitné vodě v zemědělství.

Nevýhodou těchto iontoměničových disků je slabá vrstva iontoměničů a již vícekrát diskutovaný nedostatečný hydraulický kontakt iontoměničových zrn a půdy. Výsledky lze proto brát pouze jako relativní indikátory k porovnávání rozdílných ekosystémů, rozdílného hospodaření apod.

### Inovované iontoměničové disky aplikované přímo do půdy

Nevýhody předcházející metody se podařilo dořešit inovací iontoměničových disků. Iontoměniče byly umístěny do vyššího PVC disku o výšce 11 mm a průměru 51 mm a po naplnění směsnými iontoměniči vloženy do vnitřní části jednorázové Petriho misky s vyvrtaným otvorem uprostřed, kterým odtéká voda prosakující přes iontoměniče a zdržuje se vnější části, ve které se tímto způsobem udržuje stálá hladina průsakové „demineralizované“ vody. Vznikl tak přepad a doba zdržení prosakujícího půdního roztoku se prodloužila a adsorpce přítomných iontů je účinnější. Inovace je názorně rozkreslena na obr. 25.



Obrázek 25 Inovace původního plochého disku

Obr. 25 ukazuje princip inovace původního plochého disku s cílem zefektivnit desorpci minerálních sloučenin unášených v prosakujícím roztoku a prodloužit dobu zdržení průsaků v iontoměničové směsi.



Obrázek 26 Sestavení inovovaných iontoměničových disků a příprava na jejich zapravení do půdy



Obrázek 27 Vložení iontoměničových disků do půdy

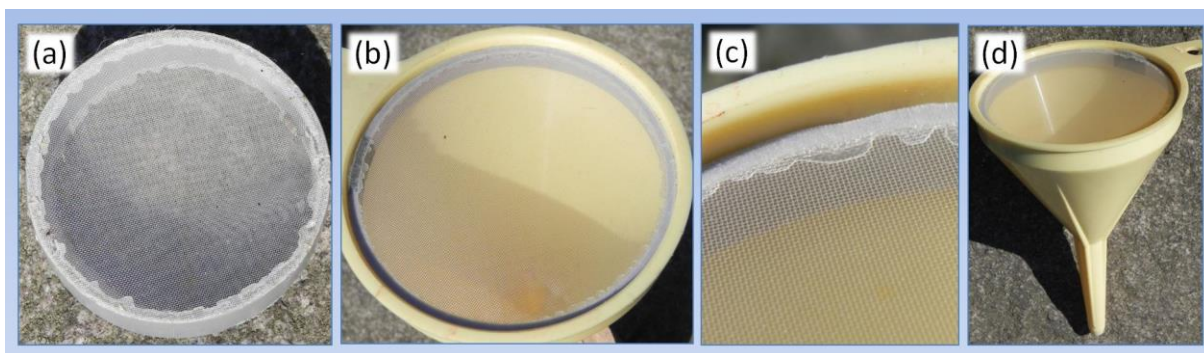
Vložení iontoměničových disků do půdy a přitlačení celé sestavy na klenbu půdního otvoru vhodným předmětem, zde kamenem. Simulace protékání půdního roztoku obarveného potravinářským barvivem (obr. 27 vpravo).

Tím, že je vnitřní plastová miska o 0,5 mm vyšší než iontoměničový disk, je při přitlačení celé iontoměničové sestavy zespodu na klenbu vytvořeného otvoru v půdě mnohem lépe vymezena plocha, ze které prosakuje půdní roztok.

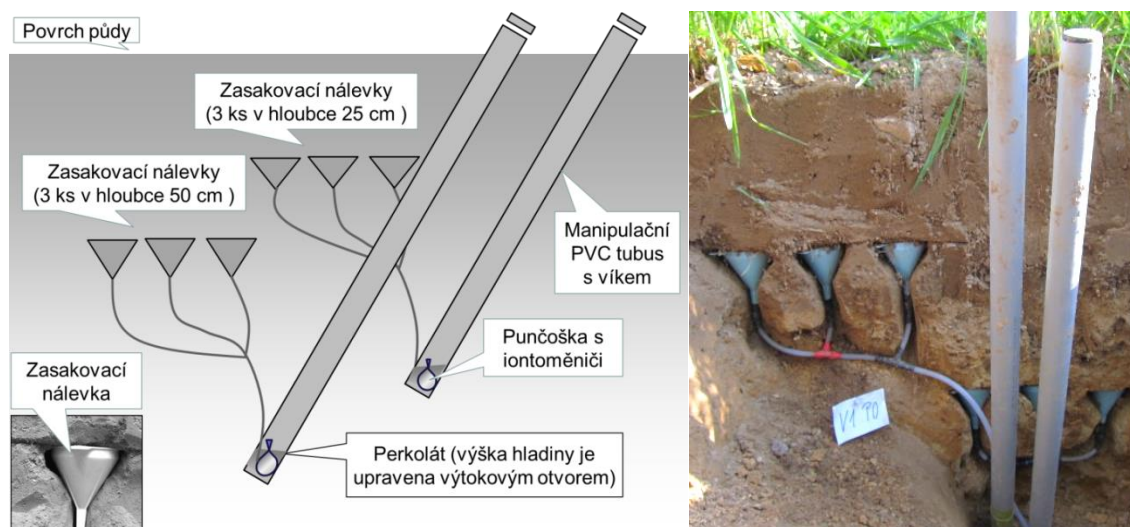
**Výhodami prezentované sestavy je preciznější vymezení plochy, ze které prosakuje půdní roztok, možnost přepočtu na jeden hektar a efektivní záchyt vyplavovaných iontů do struktury iontoměničů. Nevýhodou metody je pracnost a destruktivní způsob výměny nových disků - vždy je zapotřebí odkopat svislou stěnu půdního profilu, která je v mezidobí chráněna geotextilií (netkaná mulčovací textilie) vyčnívající nad povrch půdy. Vyčnívající geotextilie umožňuje znovunalezení měřicího místa. Metoda je vynikající pro jednorázové stanovení, nikoliv pro opakované měření na experimentálních nebo studijních plochách.**

## System zachytu vyplavovaného minerálního dusíku iontoměničemi umožňující výměnu iontoměničů z povrchu půdy a přepočít výsledků na plochu

Z důvodu nutnosti sledovat zachyt vyplavovaných živin během víceletého projektu ve velkém množství různých experimentálních variant bylo zapotřebí nalézt takovou metodu, která v sobě integruje výhody dosud používaných metod a současně umožní rychlou výměnu iontoměničů bez narušení integrity půdy v místě měření. Právě taková metoda je jedním z hlavních výstupů projektu INTEKO. Zadání projektu popisovalo metodu jako jednoduchou a levnou metodu měření vyplavování dusičnanů během delšího období s možností interpretace na jednotku plochy s cílem zajistit na základě měření lepší posouzení možných rizik pro podzemní vody. Jde o projektový indikátor, o „**Inovativní metodu měření vyplavování dusičnanů**“. Tato metoda je zaměřena na podporu praktické aplikace nových půdoochranných technologií, na zlepšení stavu životního prostředí. Nová metoda přinese pro praxi možnosti vlastního testování v konkrétních půdně klimatických podmínkách a za konkrétního systému obdělávání půdy. Dále podpoří zvýšení informovanosti a vzdělanostní možnosti cílových skupin. Problematika vhodného hnojiva v ochranných pásmech vod s restriktivními pravidly vztahujícími se k podzemní vodě je velmi aktuální téma obou zemí. Výstupy projektu umožní zvýšení úrodnosti půdy, aniž by došlo ke znečištění podzemních vod, proto může být tato metoda v rámci projektových akcí představena jak strategickým partnerům, tak klíčovými stakeholderům a zástupcům krajů. Metoda je po iontoměničových sondách a discích v pořadí již čtvrtým systémem zachytu minerálního dusíku uvolňovaného v půdě adsorpcí na iontoměničová zrna.



Obrázek 28 Detailní pohled na (a) povrch disku uzavřený polyamidovou síťovinou o hustotě ok 47  $\mu\text{m}$ , (b) stejný princip byl využit pro uzavření zasakovací nálevky, (c) detail přesahu na okraji nálevky vymežující plochu zasakování, (d) celkový pohled na zasakovací nálevku o průměru 80 mm.



Obrázek 29 Schématické znázornění záchytu perkolátů

Obrázek 29 znázorňuje schématické znázornění záchytu perkolátů a časové prodlevy pro efektivnější výměnu minerálního dusíku z protékajícího půdního roztoku na zrnech iontoměníčů na dně manipulačního tubusu. Na konci období monitorování (např. doba vegetačního klidu) se vyměňuje pouze váček s iontoměníči (v levé části obrázku označen jako „punčoška s iontoměníči“).

Dostupnost a pohyb minerálních forem dusíku byl měřen metodou stanovení minerálního N nahromaděného na výměnných místech iontoměníčových zrn umístěných po určitou dobu v manipulačních tubusech (viz obr. 29) podle Binkley at Matson (1983). Metoda představuje jednoduchý a nedestruktivní způsob záchytu minerálních iontů N z půdního roztoku výměnnými reakcemi na povrchu iontoměníčů. Umožňuje stanovit množství nevyužitého odtékajícího minerálního N ze svrchních půdních horizontů, který je zachytáván vždy třemi nálevkami o průměru 8 cm ve dvou různých hloubkách, 25 a 50 cm.



Obrázek 30 Výměna iontoměničových váčků z povrchu půdy

Obr. 30 - Výměna iontoměničových váčků z povrchu půdy. Iontoměniče jsou umístěné ve váčcích z polyamidové síťoviny o hustotě ok 47  $\mu\text{m}$ . Váčky jsou uzavřeny gumičkou a spuštěny na dno tubusu na silonovém vlákně, které umožňuje jejich vytažení na konci období měření. Paralelně s tímto způsobem měření byly v rámci projektu INTEKO nainstalovány inovativní hloubkové sondy (tenčí tubusy se žlutými uzávěry) s cílem porovnat oba způsoby měření (na levém snímku).



Obrázek 31 Lokalita "Větrolam"

Obrázek 31 - Pohled na lokalitu „Větrolam“ s rozmístěním pokusných parcelek. Na obrázku je dobře vidět umístění dvou paralelních systémů využívajících iontoměničů pro měření vyplavování dusičnanů.

Výzkumné aktivity projektu INTEKO probíhaly na dvou lokalitách Babička a Větrolam v katastru obce Banín v ochranném pásmu vodního zdroje 2. stupně Březová nad Svitavou (viz obr. 34).

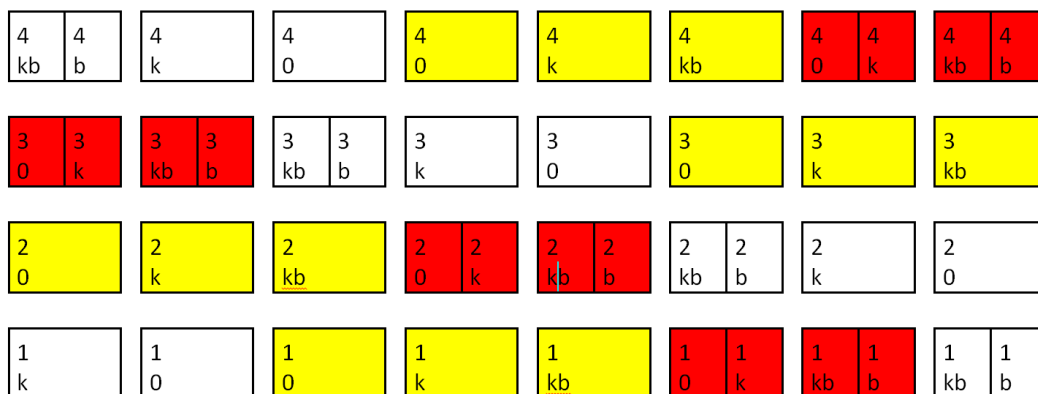


Obrázek 32 Umístění výzkumných lokalit

Obr. 32 Umístění výzkumných lokalit: lokalita Větrolam (site 1; 49°39'50,56\"S, 16°28'18,94\"V) a lokalita Babička (Site 2; 49°40'24,16\"S, 16°27'35,67\"V) (zdroj mapového podkladu: Google earth)



Obrázek 33 Pohled z dronu na lokalitu „Babička“ doplněný o rozvržení pokusných parcel



Obrázek 34 Schéma polního pokusu

Legenda k obrázku 34 : bílá – bez přidavku minerálního dusíku, žlutá - hnojení 50% doporučené dávky minerálního dusíku =  $70 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1} \text{ N}$ , červená – hnojení 100% doporučené dávky minerálního dusíku =  $140 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1} \text{ N}$ , 0 – bez přidavku organické hmoty, k – aplikace kompostu, kb – aplikace kompostu, který byl v základce obohacen o biouhel, b – aplikace biouhlu

Vedle stávajících jímacích souprav pro záchyt minerálního dusíku v půdním perkolátu byly u všech pokusných parcelk nainstalovány nové hloubkové tubusy, do kterých byla taktéž vložena iontoměničové sondičky.

Od podzimu 2016 byly parcelky ponechány s pokryvem přirozeně vzešlého výdrolu a plevelu, který byl na jaře 2017 zapraven jako zelené hnojení.

Na jaře byla provedena předseťová příprava osevních pásů a na pokusné parcelky byl aplikován přírůdek biouhlu, kompostu nebo kompostu obohaceného v základce o biouhel podle příloženého schéma:

Osevní pásy byly osety ovsem setým. Sledovány byly hodnoty vyplavení nitrátových, amonných a fosforečných iontů do půdního roztoku pomocí hloubkových sond a iontoměničových váčků. Dále byla sledována půdní mikrobiální aktivita pomocí měření respirace.

Na podzim byl na pokusné parcelky aplikován přírůdek biouhlu, kompostu nebo kompostu obohaceného v základce o biouhel podle výše uvedeného schéma a byla provedena předseťová příprava osevních pásů. Dne 17. 10. 2017 bylo na pokusné parcelky zaseto žito seté a pokus pokračoval podle stejného schéma až do sklizně v létě 2018.

Vždy na začátku vegetační sezony byla vyměněna iontoměničová pouzdra v jímacích soupravách, v hloubkových tubusech a v lyzimetrických nádobách. Odebraná iontoměničová pouzdra byla

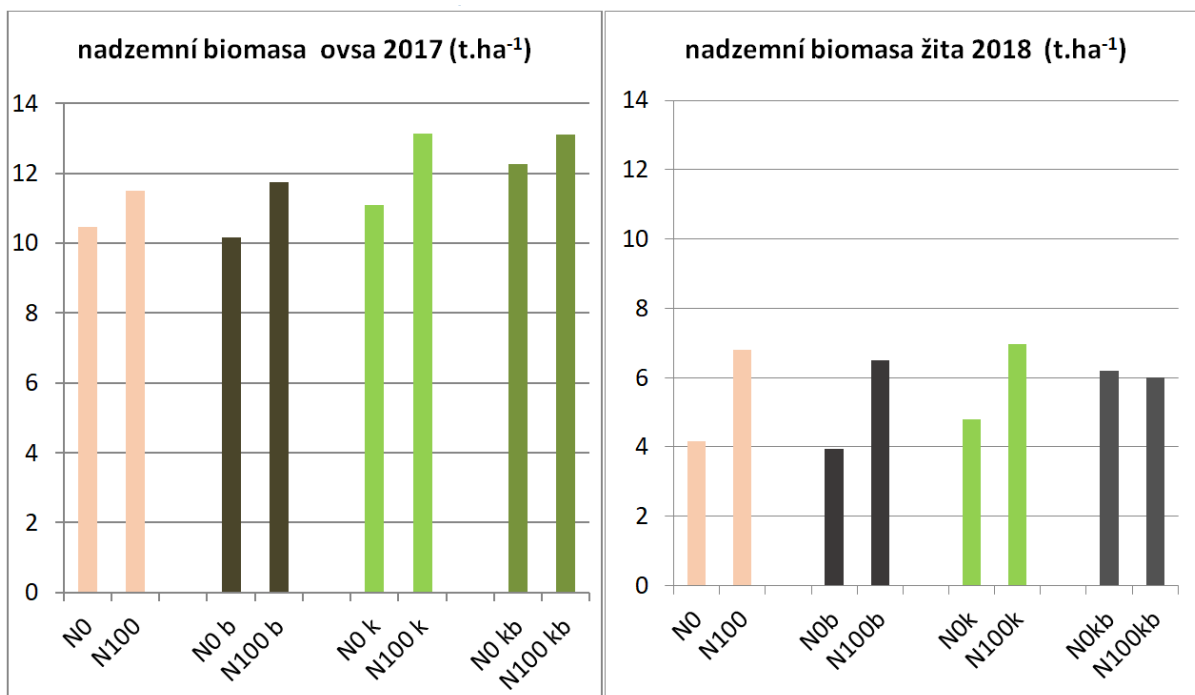


převezena do laboratoří MENDELU, kde byla dále zpracována. Po vysušení byla iontoměničová zrna zvážena a zachycené ionty byly extrahovány do roztoku. V těchto roztocích pak bylo stanoveno množství amonných a nitrátových iontů a u anexových pouzder také množství iontů fosforu.

V předcházejícím, tříletém období od roku 2013 do roku 2015 byly úniky minerálního dusíku monitorovány nepřetržitě. Pouzdra s iontoměniči byla na základě předběžných pokusů vyměňována pravidelně ve významných předělech, na začátku vegetačního období, na konci periody sucha, po sklizni, na konci vegetačního období a na začátku vegetačního klidu. Překvapivě nebyly úniky minerálního dusíku tak vysoké, jak by se dalo předpokládat při prostém spočítání všech aplikovaných dávek za sledované tříleté období v maximálně hnojené variantě, které dosáhlo hodnoty 414 kg dusíku na hektar. Jenom v jednom případě, v plně hnojené a suchem stresované variantě, překročilo kumulativní množství unikajícího dusíku 4 kg N.ha-1 (konkrétně 4,26 kg N.ha-1).

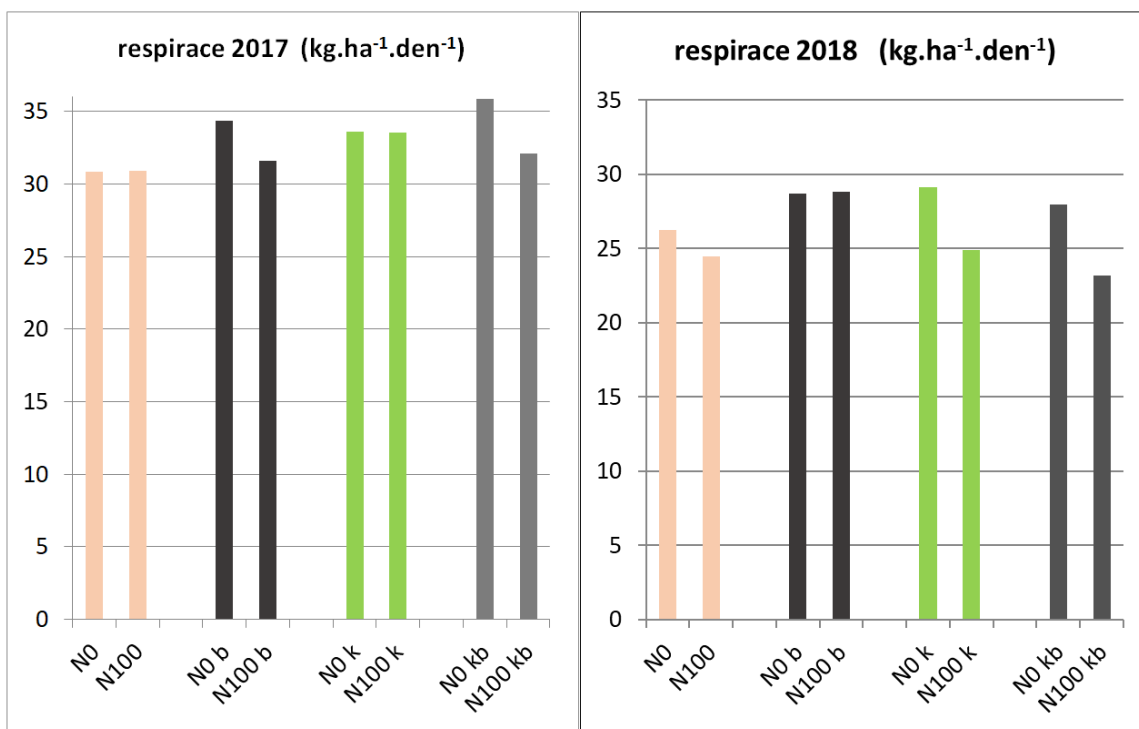
Na experimentálních parcelkách a současně také v lyzimetrických nádobách byla měřena půdní respirace *in situ*. Půdní respirace byla měřena jednou týdně během 24 hodin z povrchu půdy vymezené prstencem s dvojitým lem v hermeticky uzavřeném prostoru s vloženou alkalickou pastí pro jímání uvolněného CO<sub>2</sub>.

Půdní respirace a tedy i biologické aktivity půdních organismů včetně kořenů od tohoto procesu odvozované jsou u všech variant s výjimkou varianty s přidavkem biouhlu větší tam, kam nebylo přidáno minerální dusíkaté hnojivo. Zároveň byla půdní respirace u tří z těchto variant s přidavkem organické hmoty (NO, NO k, NO kb) větší než varianty kontrolní bez přidavku organické hmoty (obr. 36).

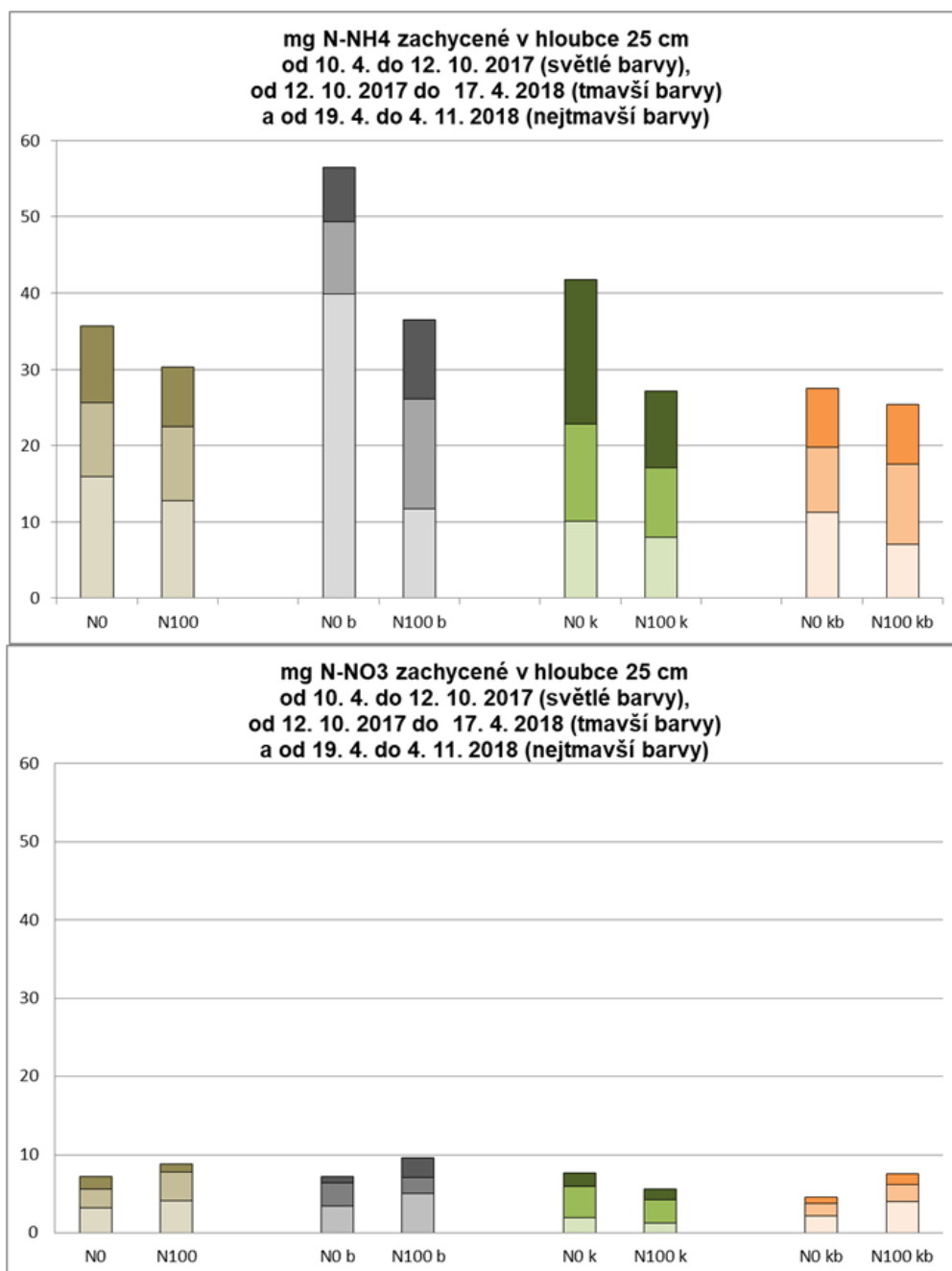


Obrázek 35 Produkce nadzemní biomasy v roce 2017 a v roce 2018

Za povšimnutí stojí hmotnost nadzemní části biomasy i výnos zrna u varianty nehnojené minerálním dusíkatým hnojivem, ke které byl do půdy dodán kompost, který byl obohacený v základce o biouhel (varianta N0kb).



Obrázek 36 Půdní respirace v roce 2017 a v roce 2018

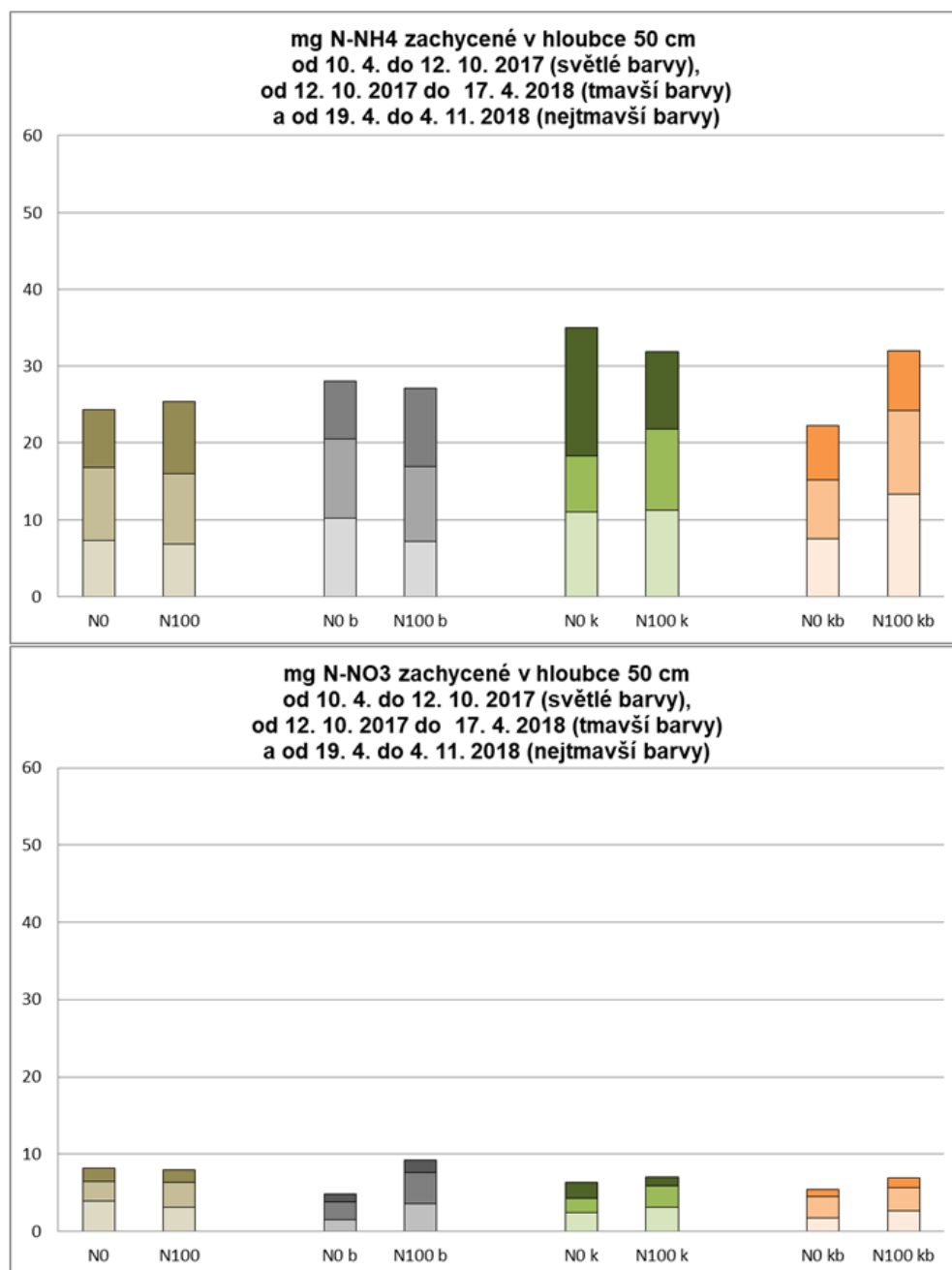


Obrázek 37 Záchyty amonného a nitrátového dusíku v hloubce 25 cm

Obr. 37 Záchyty amonného a nitrátového dusíku v hloubce 25 cm měřené systémem záchytu vyplavovaného minerálního dusíku iontoměničím umožňujícím výměnu iontoměničů z povrchu půdy a přepočítání výsledků na plochu (konstrukce popsána v kap. 3.4)

V hloubce 25 cm se ve vyznačeném období zachytilo v přepočtu na jeden metr čtvereční přibližně třikrát více amonného dusíku než dusíku nitrátového. Záchyt amonného dusíku byl vždy o něco vyšší ve variantách nehnojených dusíkem. Extrémní hodnoty záchytu, téměř 40 mg, byly zjištěny

z neznámých příčin v nehnojené variantě s přidavkem biouhlu v průběhu vegetace 2017 (varianta N0 b). Nárůst nabídky amonného dusíku se ale v této variantě neprojevil zvýšeným vyplavováním nitrátů z dané hloubky. Osud dusíkatých látek měl půdní systém „pod kontrolou“ navzdory extrémnímu uvolňování amonného dusíku. Nejméně nitrátového dusíku bylo zachyceno v nehnojené variantě s přidavkem kompostovaného biouhlu (varianta „N0 kb“).

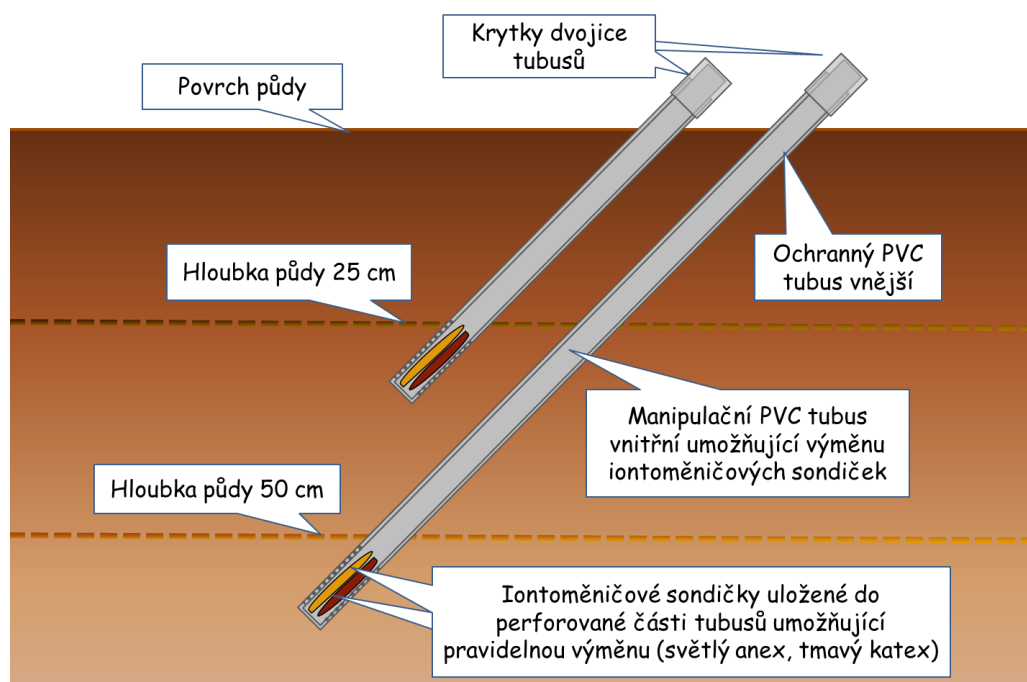


Obrázek 38 Záchyty amonného a nitrátového dusíku v hloubce 50 cm

Obr. 38 - Záchyty amonného a nitrátového dusíku v hloubce 50 cm měřené systémem záchytu vyplavovaného minerálního dusíku iontoměníči umožňujícím výměnu iontoměníčů z povrchu půdy a přepočet výsledků na plochu (konstrukce popsána v kap. 3.4)

V hloubce 50 cm se podobně jako v hloubce 25 cm v průběhu vegetační sezóny roku 2017 a v následném období zachytilo v přepočtu na jeden metr čtvereční přibližně třikrát více amonného dusíku (od 22 do 35 mg  $\text{NH}_4^+\text{-N.m}^{-2}$ ) než dusíku nitrátového (od 5 do 9 mg  $\text{NO}_3^-\text{-N.m}^{-2}$ ). Rozdíly mezi jednotlivými variantami experimentu nebyly příliš velké.

### Nový systém záchytu vyplavovaného minerálního dusíku iontoměníči umožňující výměnu iontoměníčů z povrchu půdy

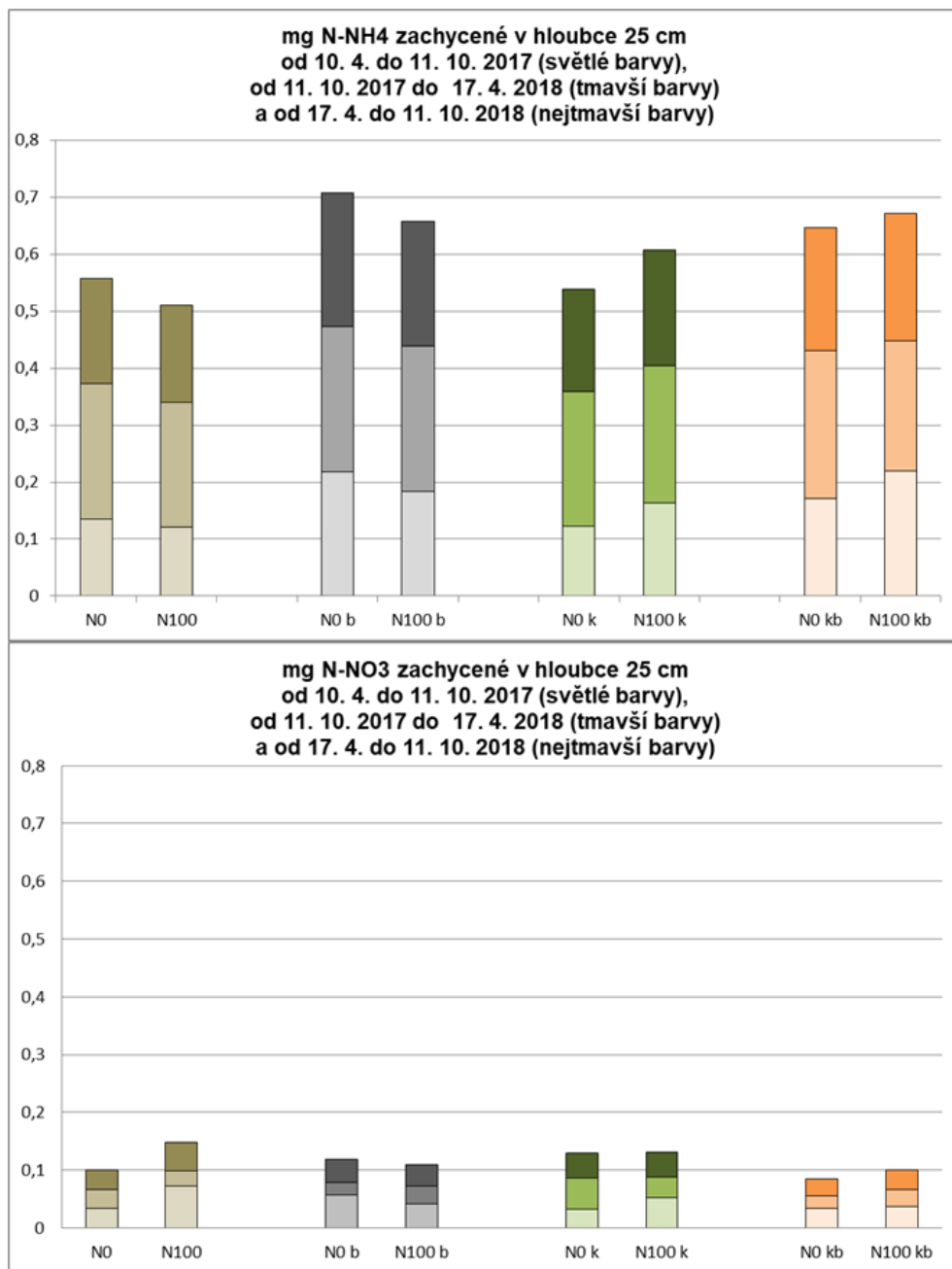


Obrázek 39 Schéma nového systému pro záchyt vyplavovaného minerálního dusíku iontoměníči umožňující výměnu iontoměníčů z povrchu půdy



Obrázek 40 Příprava instalace jímací soupravy

Obr. 40 - Příprava instalace jímací soupravy pro záchyt minerálního dusíku a fosforu v prosakujícím půdním roztoku - A: vkládání/výměna iontoměničových sondiček; B: v horní části výřezu je do půdy instalován pouze vnější manipulační PVC tubus; C: pohled na vkládání tubusů do půdy pod úhlem 45°.

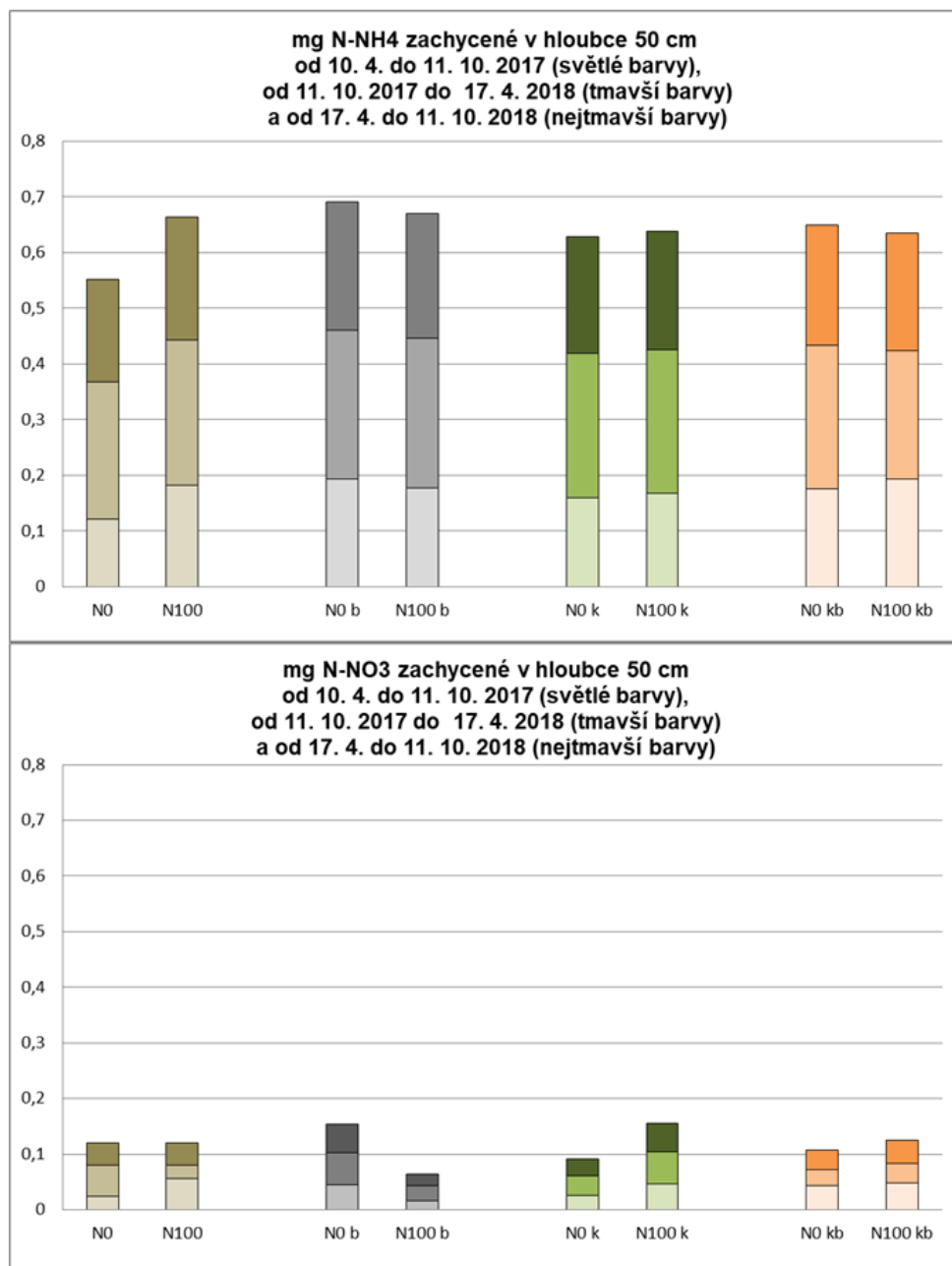


Obrázek 41 Záchyty amonného a nitrátového dusíku v hloubce 25 cm

Obr. 41 Záchyty amonného a nitrátového dusíku v hloubce 25 cm měřené novým systémem záchytu vyplavovaného minerálního dusíku iontoměníči umožňujícím výměnu iontoměníčů z povrchu půdy, tzv. „hloubkovými sondami“ (konstrukce popsána v kap. 3.5)

Hloubkové sondy jsou inovativní metodou umožňující šetrnější umístění iontoměníčových sondiček do intaktního půdního prostředí. Takto získané hodnoty lze použít jako důležitý indikátor půdně biologických procesů, nelze však výsledky přepočítávat na plochu. V hloubce 25 cm se v průběhu

vegetační sezóny roku 2017 a v následném období zachytilo v přepočtu na jeden metr čtvereční přibližně tři- až čtyřikrát více amonného dusíku než dusíku nitrátového. Tato metoda tedy potvrzuje výsledky stanovení metodou předchozí.



Obrázek 42 Záchyty amonného a nitrátového dusíku v hloubce 50 cm

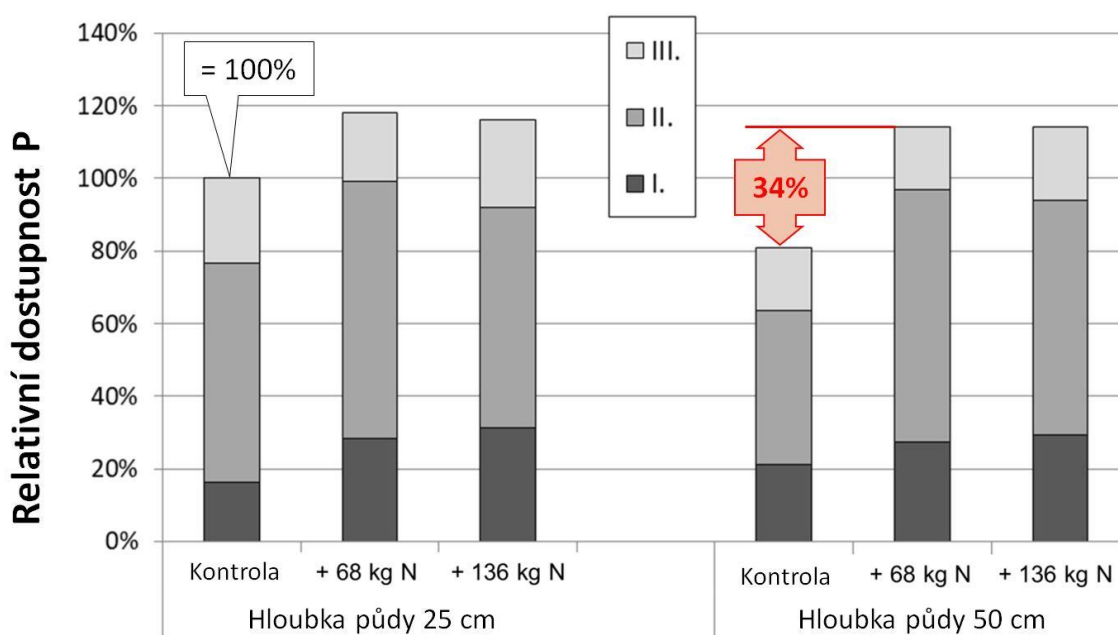
Obrázek 42 - Záchyty amonného a nitrátového dusíku v hloubce 50 cm měřené novým systémem záchytu vyplavovaného minerálního dusíku iontoměníči umožňujícím výměnu iontoměníčů z povrchu půdy, tzv. „hloubkovými sondami“ (konstrukce popsána v kap. 3.5)



Také ve větší hloubce (50 cm) se podobně jako v hloubce 25 cm v průběhu vegetační sezóny roku 2017 a v následném období zachytilo přibližně tři- až čtyřikrát více amonného dusíku a také zde můžeme potvrdit soulad prezentovaných výsledků z hloubkových sond s předcházející metodou jímání půdního roztoku na mikrolyzimetrech s jasně definovanou plochou. Rovněž rozdíly mezi jednotlivými variantami experimentu nebyly v hloubce 50 cm příliš velké. Závěr sledovaného období byl poznamenán extrémním suchem, proto je nutné hodnotit získané výsledky i s vědomím této skutečnosti.

Oddělené jímání kladných a záporných iontů v novém systému zachytu vyplavovaného minerálního dusíku iontoměničím umožňujícím výměnu iontoměničů z povrchu půdy, v tzv. „hloubkových sondách“, umožňuje tímto zpětnou extrakci zachyceného minerálního fosforu.

Dostupnost fosforu v „Kontrolě“ v hloubce 25 cm (bez aplikace dusíku) byla považována za 100%



(I) = vegetační sezóna 2017; (II) období vegetačního klidu 2017/2018; (III) = vegetační sezóna 2018

Obrázek 43 Záchyt minerálního fosforu v hloubkách 25 a 50 cm – iontoměničě

Obrázek 43 - Záchyt minerálního fosforu v hloubkách 25 a 50 cm měřený novým systémem zachytu vyplavovaných živin iontoměničím umožňujícím výměnu iontoměničů z povrchu půdy, tzv. „hloubkovými sondami“ (konstrukce popsána v kap. 3.5). Relativní porovnání množství fosforu zachyceného ve dvou různých hloubkách 25 a 50 cm v období od 10. dubna 2017 do 11. října 2017 (označeno jako období I.), od 11. 10. 2017 do 17. 4. 2018 (II.) a poslední období od 17. 4. 2018 do 11. října 2018. Záchyty fosforu

v hloubce 25cm z experimentální parcely bez hnojení minerálním dusíkem (Kontrola) jsou považovány za 100%.

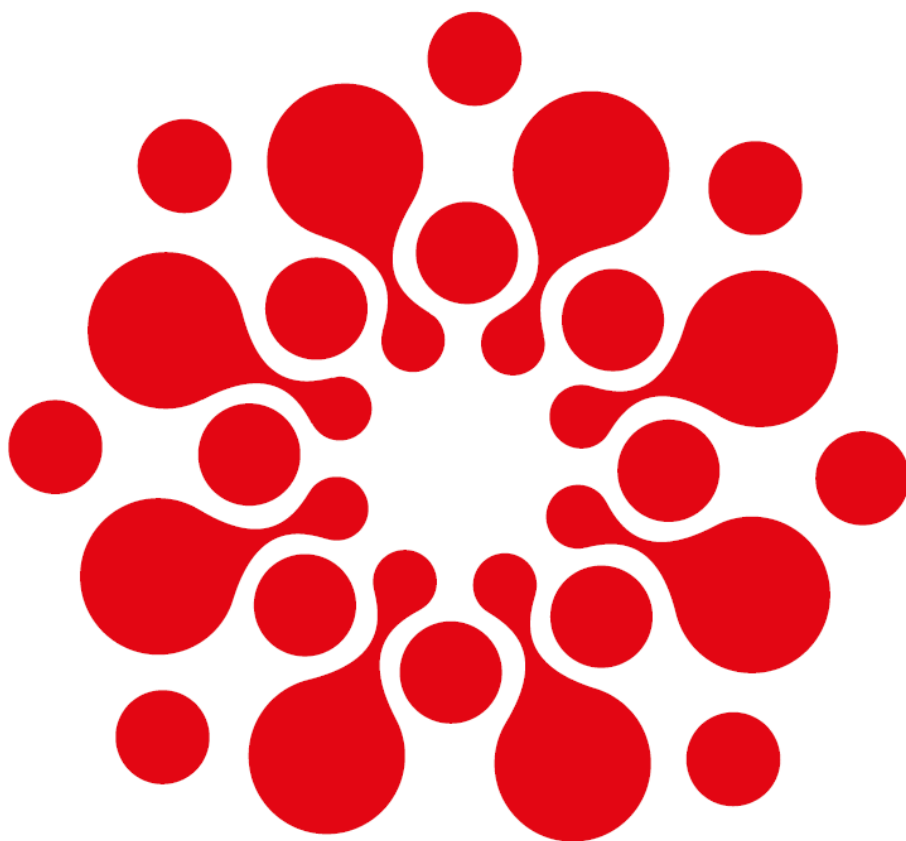
Výsledky jsou prezentovány v relativním vyjádření v kumulativní podobě za všechna období. Pro snazší vzájemné porovnání jednotlivých variant je za stoprocentní základ zvolena míra záchytů minerálního fosforu v kontrolní variantě bez vstupů minerálního dusíku v hloubce 25cm. Z výsledků vyplývá, že aktivity a odběr fosforu půdními organismy a kořeny rostlin v průběhu vegetačních období měly vliv na snížení záchytu minerálního fosforu přibližně na jednu polovinu proti obdobím vegetačního klidu. Dále že ve variantách hnojených minerálním dusíkem byl v obou hloubkách celkový záchyt minerálního fosforu o 14 až 18 % větší, což podporuje hypotézu o větším uvolňování fosforu ze starých půdních zásob na lokalitách dlouhodobě nehnojených fosforem při hnojení minerálním dusíkem. Zpřístupnění relativně velmi dobrých zásob fosforu v našich půdách po hnojení minerálním dusíkem může vysvětlit rezignaci na hnojení fosforem v posledních 27 letech ve srovnání s obdobím před rokem 1991 (Sálusová, 2018).

O jednu třetinu menší dostupnost fosforu v hloubce 50cm kontrolní varianty bez přídavku minerálního dusíku lze dát do souvislosti s tím, že snahy o regeneraci půdního oživení cestou snížení minerálního dusíkatého hnojení mohou v budoucnu zmenšovat dostupnost půdního fosforu. Důvodem je regenerace fyzikálního stavu půdy. 13% zvýšení stability půdních agregátů, tedy regeneraci půdní struktury, potvrdili v nehnojené variantě po prvních čtyřech letech téhož experimentu Brtnický a kol. (2017). Obnova půdních agregátů zlepšuje mikrobiální kontrolu půdního fosforu a ztíží dostupnost fosforu pro rostliny. Následkem toho se přístup rostlin k fosforu stává komplikovanější. Je vynucena těsnější spolupráce s půdními mikroorganismy, která se ale paradoxně ani nemusí projevit nedostatkem fosforu v rostlině. Naopak může se zvětšit vylučování energie a uhlíkatých látek z kořenů na podporu spolupracujících mikrobů v okolí kořene, a tím i zlepšit kvalita organické hmoty v půdě spojená s efektivnější kontrolou klíčových živin.

Dosahují-li tedy kumulativní zásoby fosforu v našich orných půdách průměrně až  $1450 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  (Van Dijk, 2016) a činí-li každoroční ztráty fosforu v České republice  $2,1 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ , potom by tato zásoba stačila ve stávajícím zemědělském systému hypoteticky na 690 roků. Převedením konvenčního zemědělství na zemědělství bez vstupů minerálního dusíku a tím i odhadovaným snížením ztrát fosforu o jednu třetinu by tato zásoba stačila dokonce na 1030 roků, tedy o 340 roků více. Jde samozřejmě o čísla orientační vypočítaná z měření na jedné lokalitě a z průměrných charakteristik pro celou republiku. Na straně druhé tyto hypotetické hodnoty ilustrují význam potenciálního zdroje fosforu v půdě při úvahách o žádoucích změnách našeho zemědělství.

**ZÁVĚR:** V průběhu řešení projektu INTEKO bylo hloubkovými sondami s iontoměniči zjištěno, že zemědělství bez vstupů minerálního dusíku může snížit ztráty fosforu o jednu třetinu. Za takových podmínek bychom mohli být našim zemědělským předkům vděční ještě více; nejen že nahnojením dvojnásobně větších zásob fosforu ve srovnání se sousedními Polskem a Rakouskem ušetřili naši zemi před větší zátěží radioaktivním uranem, ale také za to, že při přechodu na organické zemědělství by současná zásoba fosforu stačila dokonce na 1030 roků, tedy o 340 roků více. Musíme si nicméně připustit, že oživením půdy a zlepšenou mikrobiální kontrolou zdrojů fosforu uvnitř půdních agregátů snížíme současně dostupnost fosforu v půdě, což bude nutno vyrovnat zvýšeným přísunem kvalitního zdroje fosforu - např. ve formě kompost.





4.

## INTEKO ATCZ42

Dostępność fosforu

## Rozdílná dostupnost fosforu v konvenčně a ekologicky obhospodařovaných orných půdách

Záhora, J., Vavříková, J., Tůma, I., Stroblová, M., Mikajlo, I., Dvořáčková, H., Sábliková, H. Mendelova univerzita v Brně, Zemědělská 1, CZ-613 00 Brno, Czech Republic

Fosfor (P) patří mezi základní biogenní prvky (C, H, O, N, S) nezbytné pro všechny organismy. Je základním stavebním prvkem biomembrán. Na buněčné úrovni má nezastupitelnou úlohu pro transformaci energie, pro přenos dědičných vlastností, dělení buněk a fotosyntézu. Fosfor je nepostradatelný pro syntézu nukleových kyselin, díky kterým mohou organismy realizovat svůj životní program a reagovat žádoucím způsobem na podněty z vnějšího prostředí. U obratlovců je fosfor součástí kostry. Fosfor koluje v ekosystémech po charakteristických drahách. Mluvíme o koloběhu fosforu podobně jako je tomu u koloběhu uhlíku, dusíku, síry apod. Pro udržení stávající dynamiky koloběhu fosforu je rozhodující návrat imobilizovaného fosforu z biomasy rostlinných a živočišných produktů zpět do půdního zásobníku, rychlost rozkladu organických sloučenin fosforu a jejich následná mineralizace, přeměna organického fosforu na minerální.

Moderní zemědělství se musí v relativně velmi krátké době několika příštích desetiletí vypořádat s problémem snižování dostupnosti a kvality surovin pro výrobu stále dražších fosforečných hnojiv. Musí nalézt cestu k pokrytí potravinových nároků narůstajícího počtu obyvatel planety s omezenými zdroji fosforu. Má přitom jednu jistotu, stávající model konvenčního zemědělství s aplikacemi agrochemikálií, s vysokými nároky na dodatečné zdroje energie a s devastujícími účinky na životní prostředí diskvalifikuje sama sebe z úvah o budoucím udržitelném modelu zemědělství. V souvislosti s neudržitelností současného modelu konvenčního zemědělství by ale bylo dobré připomenout, že kumulativní zásoby fosforu v našich orných půdách vytvořené v období od roku 1905 do roku 2005 dlouhodobým hnojením činí cca 1450 kg.ha<sup>-1</sup> (Van Dijk, 2016). Jsou sice nižší než kumulativní zásoby fosforu v Německu (2 040 kg.ha<sup>-1</sup>), přesto ale představují téměř dvojnásobek kumulativních zásob půdního fosforu v sousedním Rakousku a Polsku (Van Dijk, 2016). A to navzdory každoročním ztrátám fosforu v České republice ve výši 2,1 kg.ha<sup>-1</sup> (Van Dijk, 2016) a zhruba šestinásobnému propadu hnojení fosforem v posledních 27 letech ve srovnání s obdobím před rokem 1991 (Sálusová, 2018). Možným důvodem pro snížení hnojení fosforem po roce 1991 jsou tedy mimo jiné relativně velmi dobré zásoby fosforu v našich půdách. Alternativním důvodem mohou být vlastní pozorování zemědělských praktiků,

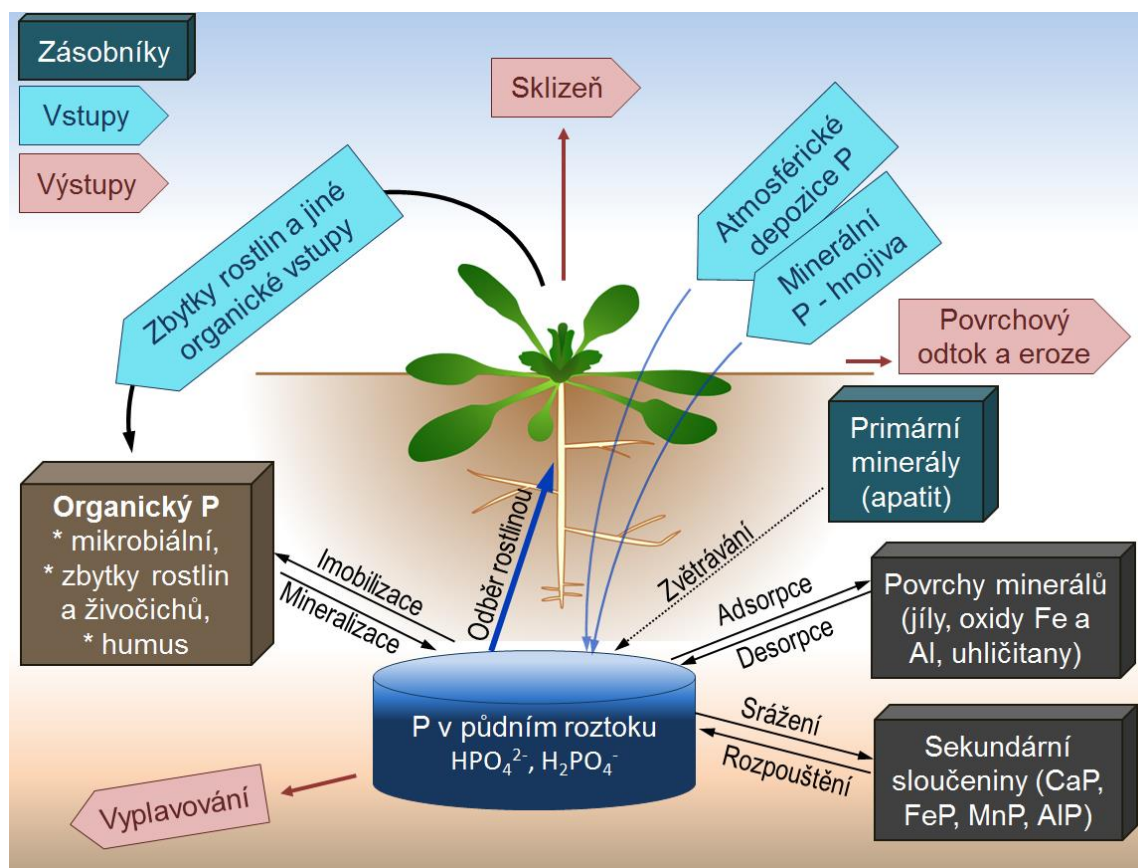
kteří nenacházeli na pěstovaných plodinách příznaky nedostatečného příjmu fosforu a tím ani důvod ke zvýšení aplikace fosforu doporučené na základě pravidelného agrochemického zkoušení půd. Předmětem tohoto příspěvku ale není polemika s vhodnou laboratorní extrakční metodou pro stanovení zásob a dostupnosti fosforu v orných půdách. Naopak, předzásobením půd fosforem, ať už z jakéhokoliv důvodu, ochránilo naše půdy před mnohem větší nežádoucí zátěží uranem a dalšími cizorodými látkami, např. kadmíem. Větší zátěží cizorodými látkami proto, že se těžba suroviny pro výrobu fosfátů dostává do větších hloubek s větší mírou kontaminace těmito xenobiotiky. Ke zvyšování obsahu uranu ve fosfátovém hnojivu, dochází také při kyselém loužení fosfátové rudy a následném vysušování roztoku kyseliny fosforečné (Kratz et al., 2008). Pro biologické systémy je uran škodlivý jak svou radioaktivitou, tak i toxicitou. Jen pro ilustraci je dobré připomenout situaci v sousedním Německu, do kterého v posledních desetiletích připutovalo ročně s fosfátovými hnojivy stěží uvěřitelných 167 t U. ha<sup>-1</sup> (Schnug a Haneklaus, 2014). Při průměrné roční dávce 22 kg P.ha<sup>-1</sup> se s fosfátovými hnojivy aplikuje 9 g U.ha<sup>-1</sup>, což podle použitého modelu vede k ustavení rovnovážného stavu 22 µg.l<sup>-1</sup> v perkolující půdní vodě (Jacques et al., 2008). Výsledky modelu jsou v některých oblastech Německa a Rakouska potvrzovány velkými koncentracemi uranu ve zdrojích pitné vody (Birke et Rauch, 2008). Proto jsou v současné době usilovně hledány možnosti, jak kontaminaci půd a vod uranem omezit, jak eliminovat kontaminaci uranem a těžkými kovy již v procesu výroby fosfátových hnojiv případně jak najít způsob recyklace fosforu např. z čistírenských kalů.

Na základě pozorovaného uvolňování uranu z fosforečných hnojiv při větším hnojení minerálním dusíkem (Rogasik et al., 2008) lze vyslovit hypotézu týkající se uvolňování fosforu ze starých půdních zásob na lokalitách dlouhodobě nehnojených fosforem v závislosti na intenzitě hnojení minerálním dusíkem. Cílem příspěvku je posouzení zmíněné hypotézy.

## Formy fosforu v půdě

V půdě je podle různých autorů obsaženo průměrně 0,1 % fosforu. Do půdy se fosfor dostává z matečných hornin a rozkladem organických zbytků. Primárním zdrojem fosforu jsou poměrně málo rozpustné minerály. Mezi ně patří např. fosforit, apatit nebo vivianit. Fosfor je v půdě přítomný ve dvou základních formách - organické a minerální. Organického fosforu je 30 až 50 % z celkového množství fosforu v půdě. Je převážně obsažen ve fosfolipidech, nukleových kyselinách a inositolfosfátech (estery kyseliny fosforečné s vícesytnými cyklickými alkoholy). Minerální fosfor je zastoupen v podobě anorganických sloučenin, ve kterých je ortofosforečnanový aniont (H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub><sup>-</sup>, HPO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) vázán především na železo a hliník v půdách kyselých a na vápník v půdách zásaditých. Minerální sloučeniny fosforu v půdě jsou převážně nerozpustné. Pouze část celkového fosforu v půdě je rozpuštěna v

půdním roztoku. Rozpuštěného fosforu je ale velice málo, asi 1 % z celkového fosforu v půdě, a jeho koncentrace v půdním roztoku bývá 0,1 až 1 mg.l<sup>-1</sup>. Ze všech hlavních živin nutných k růstu rostlin je koncentrace fosforu v půdním roztoku nejnižší. Část rozpuštěného fosforu může být vysrážena jako sekundární minerály nebo přeměněna na vázané formy. Současně s těmito procesy spotřebovávají fosfor z půdního roztoku půdní organismy a kořeny rostlin a zůstává delší či kratší dobu zabudován v jejich organické hmotě. Forma fosforu, kterou rostliny a mikroby přijímají, je ortofosforečnanový anion. V lesních půdách je všeobecně nižší obsah fosforu než ve hnojených zemědělských půdách. Obsah celkového fosforu v ekosystémech je poměrně stálý a lze jej dlouhodobým fosfátovým hnojením úspěšně zvětšit, jak je patrné z úvodní části.



Obrázek 44 Koloběh fosforu v ekosystému. Znázorněny jsou hlavní vstupy, hlavní výstupy a zásobníky. Atmosférická depozice je nepatrná, jedná se o sloučeniny fosforu unášené s polétavými prachovými částicemi.



## Koloběh fosforu v půdě

Většina fosforu v půdě se nachází ve svrchních horizontech. V přírodě blízkých ekosystémech je koloběh fosforu téměř uzavřený, tj. množství fosforu uvolněné mikrobiálním rozkladem rostlinných a živočišných zbytků a aktivitami rostlinných kořenů je prakticky shodné s množstvím, které zabudují do svých pletiv a tkání rostliny a organismy. Činnost mikroorganismů má pro půdy přírodě blízkých ekosystémů mimořádný význam, o mnoho větší než pro pravidelně obdělávané a fosforem hnojené zemědělské půdy.

Z celkového ročního množství rostlinného opadu, které může představovat i jednotky tun suché hmoty na hektar, připadá asi 10 % na minerální látky, ostatní podíl tvoří celulóza, lignin, škrob, bílkoviny, tuky, pryskyřice a jiné organické sloučeniny. Na povrchu půdy dochází k postupnému osidlování opadu mikroorganismy. Osidlování rostlinného opadu zahajují zpravidla bakteriální společenstva, později pak nastupuje pomaleji se vyvíjející společenstvo půdních hub a aktinomycet. Na opad se postupně dostává půdní mikrofauna a mezofauna (prvoci, vířníci, háďátka apod.). Přitom dochází k postupnému odbourávání snadněji rozložitelných organických látek. Ačkoliv je biomasa půdních mikroorganismů malá, je z hlediska koloběhu živin velmi významnou součástí půdní organické hmoty. K obdobným procesům dochází ve větším rozsahu v blízkosti kořenů. Většina mikroorganismů využívá při získávání fosforu z půdy enzym fosfatázu, která štěpí organické sloučeniny fosforu. V mikrobiální biomase se může dočasně vázat v průměru 2 - 5 % z celkového množství fosforu v půdě (Kalčík, 2001).

Mikrobiální koloběh fosforu zahrnuje přeměny minerálních a organických sloučenin fosforu a jejich nerozpustných a rozpustných forem. Mikrobi hrají významnou úlohu v rozpouštění, imobilizaci a mineralizaci fosforu. Pro přeměny minerálních a organických sloučenin fosforu v půdě působením mikroorganismů existují čtyři základní mechanismy:

### (a) Mineralizace organických sloučenin fosforu

Organický fosfor se musí pro zpřístupnění mineralizovat. Při mineralizaci vzniká organická látka a přístupný ortofosforečnan. Děje se tak pomocí enzymů, které se obecně nazývají fosfatázy. Mineralizace fosfolipidů a nukleových kyselin probíhá poměrně rychle, inositolfosfátů pomalu.

### (b) Imobilizace fosforu

Jde o zabudování fosforu do rostoucích mikrobiálních buněk. Tento dočasně nepřístupný fosfor se po odumření buněk uvolňuje, a stává se tak opět dostupným pro mikroorganismy i rostliny.

Mikrobiálního fosforu je asi 10krát více než fosforu v rostlinách. Obsah fosforu je například v myceliu hub 0,5 až 1 %, v biomase bakterií 1 až 3 % (přepočteno na sušinu).

#### (c) Rozpouštění minerálních fosfátů (solubilizace fosforu)

Některé mikroorganismy vylučují organické kyseliny (např. kyselinu mléčnou, glykolovou, šťavelovou, citronovou), které rozpouštějí ve vodě nerozpustné fosforečnany, a činí je tak přístupnými pro rostliny a mikroorganismy.

#### (d) Oxidace a redukce minerálního fosforu

Určité mikroorganismy jsou schopny v anaerobních podmínkách asimilovat fosforitan (sloučenina s trojmocným fosforem) a ten přeměňovat na fosforečnan (sloučenina s pětimocným fosforem). Tyto oxidačně redukční reakce však nemají v půdě velký význam.

**Role půdních živočichů** v koloběhu fosforu spočívá hlavně v mechanickém rozrušování a tím ke zvětšování povrchu organických zbytků a v jejich promíchávání s minerálními složkami půdy. Zaživací systém půdních živočichů představuje unikátní fermentory, ve kterých se přijímaná trávenina setkává ve stálém a enzymaticky bohatém prostředí se specifickou mikroflórou zaživacího traktu a dochází k explozivnímu urychlování rozkladu. Významnou skupinou půdních organismů jsou žížaly. Na stanovištích nevhodných pro žížaly zastávají podobnou úlohu roupice, jež jsou přizpůsobeny kyselým půdám. Při průchodu střevem žížaly se zvýší jak početnost, tak aktivita mikrobiálních populací. Podle literárních údajů se např. počty bakterií a aktinomycet zvýšily až 1000krát. To má významný vliv na mineralizaci organického fosforu. Vedle toho při hloubení chodeb zvyšují půdní živočichové aeraci půdy a tím nepřímo zintenzivňují i rozklad organických látek (Kalčík, 2001).

Získávání živin kořeny ovlivňuje velikost difúze v půdě, zvláště u nepohyblivého fosforu, který může difundovat jen do vzdálenosti menší než 1 mm. Pouze fosfor z této tenké vrstvy kolem povrchu kořene je tedy potenciálně přístupný pro rostliny. Zlepšení fyzikálních vlastností půdy činností půdních živočichů vede k rozvoji bohatšího kořenového systému a ke zvětšení objemu půdy, z něhož mohou být živiny přijímány. Exkrementy živočichů obsahují díky intenzivní mineralizaci relativně více fosforu než samotná půda. Ačkoliv se celkový obsah fosforu v půdě a opadu činností půdních živočichů nezvýší, jejich význam spočívá ve zvětšení rychlosti koloběhu a přístupnosti a tím ve zvýšení množství živin získaných kořeny za stejnou dobu.

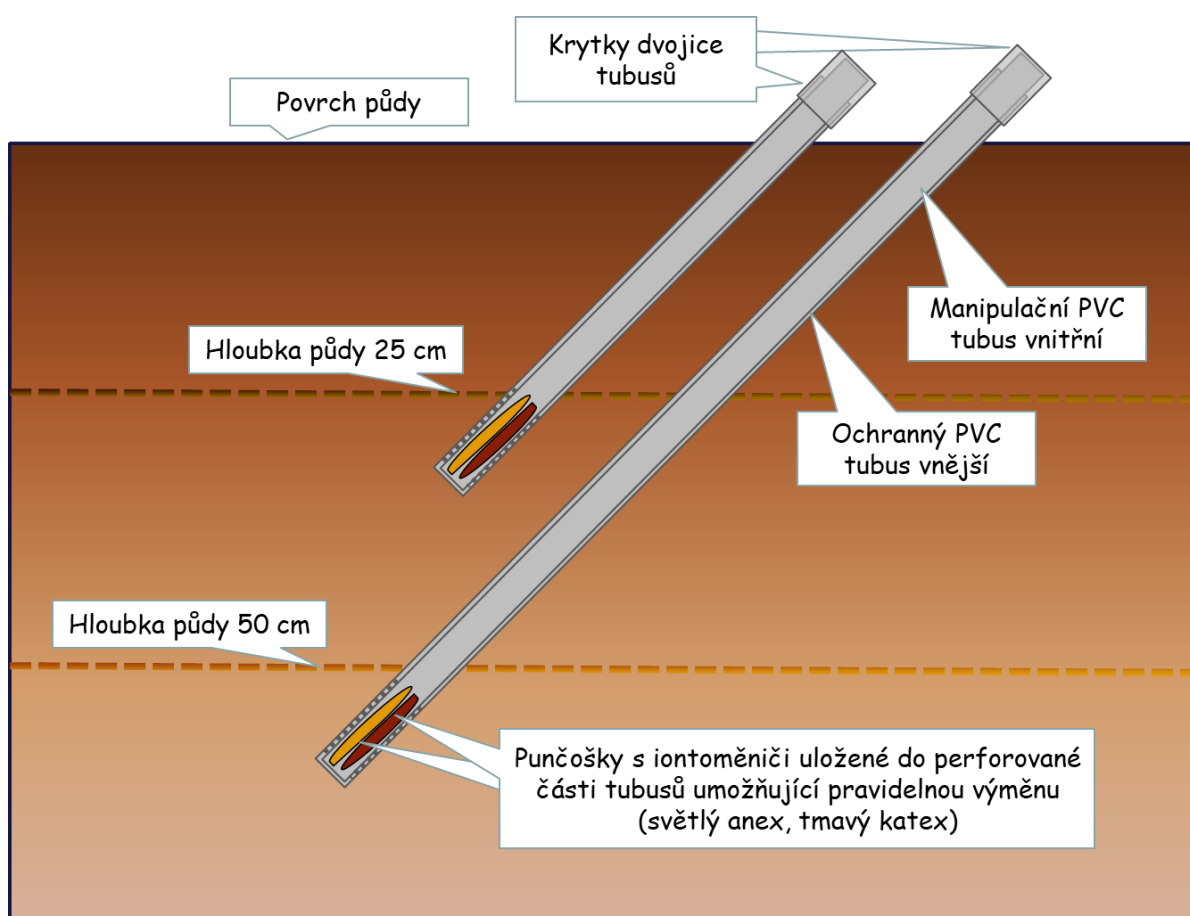
#### Ztráty fosforu

Ve většině půdních ekosystémů dochází k větším či menším ztrátám fosforu. V systémech s otevřeným koloběhem fosforu, mezi které patří agroekosystémy, dochází k pravidelným ztrátám

fosforu sklízí plodin. Tento úbytek fosforu pak musí být nahrazen hnojením fosforečnými hnojiv. Přírodní ekosystémy lze s určitým omezením považovat za systémy s uzavřeným koloběhem fosforu. Avšak ani na netěžených lesních plochách není koloběh fosforu beze zbytku uzavřený. Ztráty fosforu se dějí hlavně vodní erozí půdy. Ke snížení ztrát fosforu z lesní půdy je proto velmi důležité omezit na nejmenší míru vznik erozních rýh v půdě při těžební činnosti (Kalčík, 2001).

### Měření dostupnosti fosforu *in situ*

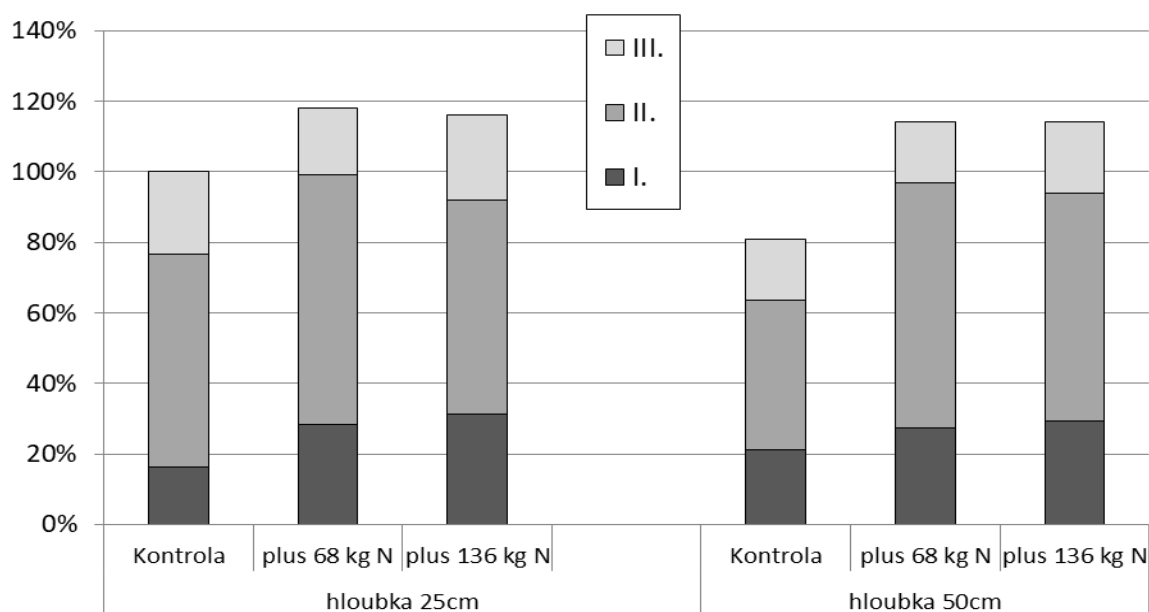
Dostupnost minerálních forem fosforu byla měřena metodou stanovení minerálního fosforu nahromaděného na výměnných místech iontoměničových zrn umístěných po určitou dobu v manipulačních tubusech (viz obr. 2) podle Binkley at Matson (1983). Metoda představuje jednoduchý a nedestruktivní způsob záchytu minerálních iontů fosforu z půdního roztoku výměnnými reakcemi. Umožňuje stanovit množství nevyužitého odtékajícího fosforu ze dvou různých hloubek, 25 a 50 cm.



Obrázek 45 Umístění iontoměničových sond pod úhlem 45° do různých hloubek (25 a 50 cm)

Iontoměničová zrna, katex – PUROLITE C100E a anex - PUROLITE A520E, byly před aplikací odděleně vloženy do punčošek zhotovených z polyamidové síťoviny. Ve dvou různých hloubkách 25 a 50 cm byly ve vnitřních tubusech (obr. 2) exponovány po dobu tří po sobě jdoucích období (dvou vegetačních - od 10. dubna 2017 do 11. října 2017 a od 17. 4. 2018 do 11. října 2018; a jednoho období vegetačního klidu - od 11. 10. 2017 do 17. 4. 2018). Pro desorpci zachyceného reaktivního fosforu z iontoměničů byl použit koncentrovaný roztok NaCl. Stanovení rozpuštěných anorganických orthofosforečnanů z extrakčního roztoku bylo provedeno absorpční spektrofotometrií (spektrofotometr HACH).

Dostupnost minerálních forem fosforu byla měřena na dvou rozdílných experimentálních lokalitách v původně konvenčně obhospodařované orné půdě v katastrálním území obce Banín v Pardubickém kraji. Pokusné parcelky s odstupňovaným dusíkatým hnojením byly na daných lokalitách založeny v roce 2012. Území se nachází v ochranném pásmu vodního zdroje II. stupně Březová nad Svitavou, které je jímacím územím a hlavním zdrojem pitné vody pro brněnskou aglomeraci. V dotčeném území jsou hnědé půdy kyselé na slínovcích a pískovcích (detailnější charakteristiky lokalit viz Záhora et al., 2012).



Obrázek 46 Relativní porovnání množství fosforu zachyceného ve dvou různých hloubkách 25 a 50cm v období od 10. dubna 2017 do 11. října 2017 (označeno jako období I.), od 11. 10. 2017 do 17. 4. 2018 (II.) a poslední období od 17. 4. 2018 do 11. října 2018. Záchyty

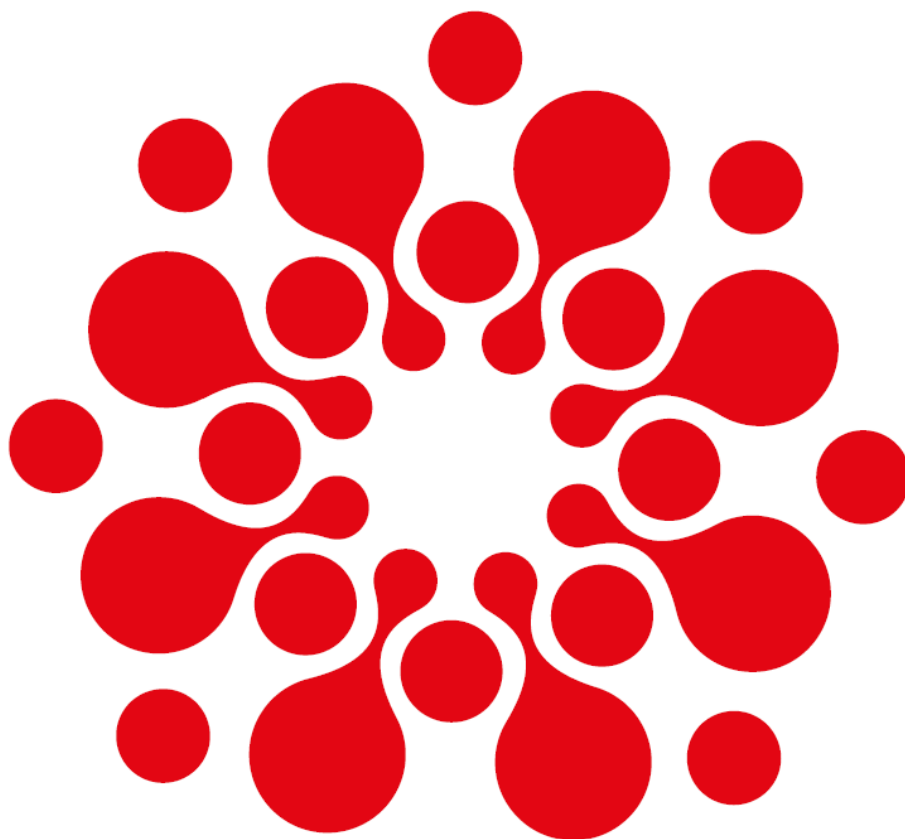
Výsledky jsou prezentovány v relativním vyjádření v kumulativní podobě za všechna období na obr. 3. Pro snazší vzájemné porovnání jednotlivých variant je za stoprocentní základ zvolena míra záchytů minerálního fosforu v kontrolní variantě bez vstupů minerálního dusíku v hloubce 25 cm. Z výsledků vyplývá, že aktivity a odběr fosforu půdními organismy a kořeny rostlin v průběhu vegetačních období (období I. a III., viz obr. 3) měly vliv na snížení záchytu minerálního fosforu přibližně na jednu polovinu proti obdobím vegetačního klidu. Dále, že ve variantách hnojených minerálním dusíkem byl v obou hloubkách celkový záchyt minerálního fosforu o 14 až 18 % větší, což podporuje hypotézu o větším uvolňování fosforu ze starých půdních zásob na lokalitách dlouhodobě nehnojených fosforem při hnojení minerálním dusíkem. Zpřístupnění relativně velmi dobrých zásob fosforu v našich půdách po hnojení minerálním dusíkem může vysvětlit rezignaci na hnojení fosforem v posledních 27 letech ve srovnání s obdobím před rokem 1991 (Sálusová, 2018).

O jednu třetinu menší dostupnost fosforu v hloubce 50 cm kontrolní varianty bez přidavku minerálního dusíku ve srovnání s variantami s dusíkatým hnojením lze dát do souvislosti s tím, že snahy o regeneraci půdního oživení cestou snížení minerálního dusíkatého hnojení mohou v budoucnu zmenšovat dostupnost půdního fosforu. Důvodem je regenerace fyzikálního stavu půdy. 13% zvýšení stability půdních agregátů, tedy regeneraci půdní struktury, potvrdili Brtnický a kol. (2017) v nehnojené variantě po prvních čtyřech letech téhož experimentu. Obnova půdních agregátů zlepšuje mikrobiální kontrolu půdního fosforu. Následkem toho se ale přístup rostlin k fosforu stává komplikovanější. Je vynucena těsnější spolupráce s půdními mikroorganismy, která se paradoxně ani nemusí projevit nedostatkem fosforu v rostlině. Naopak může donutit rostlinu k většímu vylučování energie a uhlíkatých látek z kořenů na podporu spolupracujících mikrobů v okolí kořene a tím i ke zlepšení kvality organické hmoty v půdě spojené s efektivnější kontrolou klíčových živin.

Jsou-li tedy podle Van Dijka (2016) kumulativní zásoby fosforu v našich orných půdách vytvořené dlouhodobým hnojením tak vysoké, že dosahují průměrně až  $1450 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  a činí-li každoroční ztráty fosforu v České republice  $2,1 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ , potom by tato zásoba stačila ve stávajícím zemědělském systému hypoteticky na 690 roků. Převedením konvenčního zemědělství na zemědělství bez vstupů minerálního dusíku a tím i odhadovaným snížením ztrát fosforu o jednu třetinu by tato zásoba stačila dokonce na 1030 roků, tedy o 340 roků více. Jde samozřejmě o čísla orientační vypočítaná z měření na jedné lokalitě a z průměrných charakteristik pro celou republiku. Na straně druhé tyto hypotetické hodnoty ilustrují význam potenciálního zdroje fosforu v půdě při úvahách o žádoucích změnách našeho zemědělství.

## Poděkování

Příspěvek byl zpracován s podporou projektu INTERREG V-A Rakousko – Česká Republika „Inovace technologií při kompostování, využití kompostu a ochrana půdy“ ATCZ42 - INTEKO a s podporou Brněnských vodáren a kanalizací, a.s. Poděkování dále patří Ing. Jitce Čermákové, bez jejíž mnohostranné pomoci by práce nemohla vzniknout.



**5.**

## **INTEKO ATCZ42**

Recyklace fosforu v oběhovém hospodářství

## Úvod

Fosfor je podstatnou a zároveň nenahraditelnou živinou pro všechny živé tvory a v lidském těle je po vápníku zastoupen jako druhý nejčastější minerál. Fosfor je například důležitou součástí nukleových kyselin (DNA a RNA), hraje jako adenosintrifosfát (ATP) významnou roli při energetické látkové výměně a je hlavní součástí kostí a zubů. Fosfor je obsažen prakticky ve všech potravinách. Vysoký obsah fosfátů se nachází zejména v potravinách s vysokým obsahem proteinu. Nadbytečný fosfor se z těla vylučuje z 60-80 % močí a z 20-40 % výkaly.

V přírodě se fosfor vyskytuje jako fosfátový minerál (např. apatit). Hlavním zdrojem fosforu, který je potřebný pro rostliny, a tudíž pro výrobu potravin, je zvětrávání těchto minerálů. V přirozeném systému se výměšky živočichů nebo odumřelé rostliny s obsahem fosforu dostávají zpět do půdy a po mineralizaci jsou opět k dispozici jako živiny (Egle, 2014a). Velká část lidských výměšek s obsahem fosforu se však již do zemědělství nedostává, proto se fosfor z preventivních důvodů dodává v podobě organických hnojiv, např. jako moč a minerální hnojiva. V konvenčním zemědělství, především v oblastech bez živočišné výroby se používají minerální hnojiva k vyrovnání nedostatku fosforu. V biologickém zemědělství se používají k hnojení schválené surové fosfáty.

Výchozím materiálem většiny minerálních fosforečných hnojiv, ale i přírodního měkkého fosforitu pro biologické zemědělství jsou měkké fosfátové sedimenty nebo magmatická ložiska (Baab, 2014). Udržitelnost těchto ložisek při současné roční těžbě 145 milionů tun činí ne více než cca 120 let (Römer, 2013). Fosfor se z důvodů pomalého vytváření stává v podstatě omezeným zdrojem. Kromě hrozícího nedostatku této suroviny a s tím spojeného nárůstu cen představují další problém ložiska s přirozeně vysokým obsahem těžkých kovů. Z celosvětového hlediska se hlavní oblasti těžby fosfátové rudy nacházejí v USA, Číně a na území Západní Sahary (Baab, 2014). Rakousko je jako většina evropských zemí zcela odkázáno na dovoz. I když v Rakousku obecně klesá spotřeba hnojiv a v letech 2017/18 byl zaznamenán pokles o 5,7 %, bylo spotřebováno 28 500 tun oxidu fosforečného ( $P_2O_5$ ) (BMLFUW, 2019). Potřeba alternativních zdrojů fosforu je tedy velmi vysoká.

Největší potenciál představuje s odstupem čistírenský kal jako sekundární zdroj fosforu. Čistírenské kaly však mohou být zatíženy organickými a anorganickými škodlivinami (polychlorovanými bifenyly, dioxiny a furany, farmaceutiky, těžkými kovy apod.) a choroboplodnými zárodky (Severin, 2013). Spalováním čistírenských kalů lze na jedné straně eliminovat organické škodliviny a patogeny a na druhé zvýšit koncentraci fosforu následkem úbytku hmoty. Popel z čistírenských kalů má proto



vysoký obsah fosforu 4,4 až 10 %. Fosfát v popelu z čistírenských kalů je však obtížně dostupný pro rostliny a koncentrace těžkých kovů z důvodu úbytku hmoty při spalování narůstá (Severin, 2013).

## Vývoj Rakouska na téma recyklace fosforu, činnosti a přístupy strategického partnera MA48 k celkovému řešení

Rovněž Rakousko se zabývá problematikou využití čistírenských kalů jako potenciálního zdroje fosforu. Komunální čistírenský kal by mohl v celém Rakousku nahradit téměř polovinu fosfátových minerálních hnojiv. Například ve Vídni se ročně vyprodukuje 61 600 t sušiny (2013) kalu (BMLFUW, 2015). Jen Vídeň samotná by mohla pokrýt téměř polovinu spotřeby hnojiv Dolního Rakouska a Vídně (13 100 t P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>; Zelená zpráva, 2013).

Vracení fosforu do oběhu přímým využitím čistírenského kalu v zemědělství však není z důvodu možných ekologických rizik (těžké kovy, organické stopové látky a patogenní zárodky) přijatelná. Proto se v posledních letech po celém světě vyvíjejí a hodnotí technologie zpětného získávání čistých sloučenin fosforu z dílčích proudů čistíren odpadních vod (Egle, 2014b). Spalování, zejména monospalování čistírenského kalu zajišťuje ve srovnání s jinými postupy nejvyšší užitnou hodnotu a představuje nejefektivnější metodu recyklace fosforu (Egle, 2014b; Vanas, 2016; Schröder, 2018)

V Rakousku popisuje spolkový plán odpadového hospodářství<sup>32</sup> scénář, v němž by se do roku 2030 mělo více než 65 % rakouského komunálního čistírenského kalu používat ke zpětnému získávání fosforu po tepelném zpracování (plán odpadového hospodářství pro Dolní Rakousko, 2018). Město Vídeň, speciálně magistrátní oddělení MA48, se v rámci svých aktivit významně podílí na dosažení tohoto cíle. Staví se například sušárna čistírenských kalů, ve které se bude sušit veškerý kal z vídeňských čistíren odpadních vod, aby se bez přídavných paliv mohl spalovat v zařízení na monospalování kalů. Dále se plánuje poskytnutí popela z čistírenských kalů po monospálení (cca 12 000 t/ročně) rakouskému výrobcí hnojiv za účelem výroby minerálního hnojiva. Rovněž se provádějí výzkumy popela z čistírenských kalů s použitím různých metod zpětného získávání fosforu za účelem výroby kyseliny fosforečné nebo různých produktů fosforu. Dalším cílem oddělení MA48 je optimalizace udržitelného managementu fosforu v Evropě ve spolupráci s evropskými stakeholdery z oblasti vědy, průmyslu a neziskových organizací, z tohoto důvodu je aktivním členem nezávislé platformy „European Sustainable Phosphorus Platform ESPP“. V červnu 2020 se bude ve spolupráci s oddělením MA 48 konat konference fosforové platformy European Sustainable Phosphorus Conference (ESPC) ve Vídni.

Téma recyklace živin není pro MA48 nové. Již od roku 1991 provozuje například kompostárnu v Lobau, v níž se ročně zpracovává zhruba 100 000 tun bioodpadu. Vzniká zde 40 000 až 50 000 tun kompostu. Kompost se používá jako prostředek na zlepšení kvality půdy v konvenčním i biologickém zemědělství ve Vídni a okolí, ale i pro výrobu speciální zeminy ve firmě Compo, například pro výrobu zahradnického substrátu bez obsahu rašeliny 48 „Dobrý základ“ (wien.gv.at, 2019).

Pro MA48 jsou důležité aktivity v oblasti výzkumu zaměřeného na zlepšení dostupnosti fosforu z popela čistírenských kalů pro rostliny na základě procesu kompostování jako udržitelné alternativy ke konvenčním hnojivům, ale i k surovému fosfátu, který se používá v biologickém zemědělství.

## Vývoj České republiky na téma recyklace fosforu a činnosti k celkovému řešení

Česká republika zatím řeší využití jednoho ze zdrojů fosforu cestou přímé aplikace do půdy nebo kompostováním. Vznikají pokusy s novými technologiemi jako je sušení kalů a další zpracování nebo pyrolýza.

## Stanovení cílů v projektu INTEKO na téma recyklace fosforu

Ekologická udržitelnost využívání kompostu již byla doložena v mnoha studiích. Základními hesly jsou zásobování humusem, akumulace vody, ochrana před erozí, úrodnost půdy a mnoho dalších. Kromě přímého užitku lze kompost také označit jako produkt, který šetří zdroje. Protože se při pěstování kulturních a užitkových rostlin v zemědělství z půdy odebírá humus a živiny, musejí se zase do půdy vracet pro zachování úrodnosti půdy. Organické hnojení kompostem používá lokální zdroje a pomáhá šetřit hnojiva z primárních surovin (Kühne, 2014). Přidáváním kompostu s popelem z čistírenských kalů by mohl obsažený fosfor přispět ke zvýšení účinnosti postupů hnojení a stát se tak udržitelnou variantou konvenčních a biologických hnojiv. Fosfát vyskytující se v popelu z čistírenských kalů je však obtížně dostupný pro rostliny. Tuto dostupnost by ale bylo možné zvýšit mikrobiální aktivitou v kompostu, neboť při procesu kompostování vznikají na základě rozkladu lehce metabolizovatelné substráty, organické kyseliny jako intermediární produkty aerobní (i anaerobní) látkové výměny (Wagner & Illmer, 2004). Organické kyseliny z mikrobiální aktivity uvolňují obtížně rozpustné sloučeniny vápníku a fosfátu z apatitu a fosfátů hliníku, olova a zinku (Tauten, 2000). Cílem této práce je výzkum zvyšování dostupnosti popela z čistírenských kalů pro rostliny pomocí mikrobiální

aktivity a testování účinnosti hnojení popelem z čistírenských kalů po monospalování, směsí popela z čistírenských kalů a kompostu a směsí kompostu s uhlím v nádobovém pokusu s rostlinami.

## Metodika

### Předběžný pokus

Pro předběžný pokus byl použit kompost z kompostárny Lobau ve Vídni po týdenním kompostování a popel z čistírenských kalů (PČK) z monospalování vídeňských čistírenských kalů. Kompost byl proset přes síto do výše 10 mm a poté byla stanovena hustota vlhkosti a obsah vody. Zjištěn byl obsah vody 50,33 %, hustota vlhkosti 482 g/l. Do kompostu pak bylo přidáno 6 % popela z čistírenských kalů (vzhledem k sušině) a směs se inkubovala 6 týdnů. Zároveň se připravila k porovnání nulová varianta bez přidání PČK. Během pokusu byl kompost a směs kompostu s PČK jednou za týden obrácen a obsah vody byl udržován na 60 %. Po 6 týdnech byl změřen obsah fosforu v extraktu CAL, neutrálním roztoku citronanu amonného (NAC) a také ve směsi kompostu s PČK v extraktu lučavky královské. Materiál vzorků se uložil pro nádobový pokus.

### Nádobový pokus

Nádobový pokus se prováděl ve skleníku výzkumného ústavu Bio Forschung Austria. Byly použity nádoby o objemu 7 litrů a kukuřice jako testovací rostlina (druh: KWS-STABIL). Použitou zeminou byla písčitá hlína s obsahem fosforu < 1 mg/kg v extraktu CAL a hodnotou pH 6,3 ve vodném extraktu a 5,7 v extraktu CaCl<sub>2</sub> (tabulka 1). Pokus byl opakován pětkrát ve variantách uvedených v tabulce 2.

Tabulka 20 pH, vodivost, minerální dusík, dostupný fosfor, obsah draslíku a hořčíku v zemině před zahájením pokusu

pH (voda)	pH (CaCl <sub>2</sub> )	Vodivost (mS/cm)	NH <sub>4</sub> -N (mg/kg)	NO <sub>3</sub> -N (mg/kg)	P CAL (mg/kg)	K CAL (mg/kg)	Mg CaCl <sub>2</sub> (mg/kg)
6,29	5,73	60	0,00	11,81	< 1	20,30	150

Tabulka 21 Varianty nádobového pokusu

Varianta	Hnojivo	Přidané množství
Nula	bez přidání	-
Surový fosfát	Surový fosfát Timac Agro	1. konc. 30 mg/kg P v NAC
		2. konc. 80 mg/kg P v NAC
PČK	Popel z čistírenských kalů (bez přísad)	1. konc. 30 mg/kg P v NAC
		2. konc. 80 mg/kg P v NAC
Kompost	Kompost z předběžného pokusu ošetřovaný 6 týdnů	1. konc. 30 mg/kg P v NAC
		2. konc. 80 mg/kg P v NAC
Kompost s 6 % popela z čist.	Směs kompostu s PČK ošetřovaný 6 týdnů (6% PČK)	1. konc. 30 mg/kg P v NAC nebo 11 mg/kg P v CAL
		2. konc. 80 mg/kg P v NAC nebo 30 mg/kg P v CAL
Uhel	Biouhel	1. konc. 11 mg/kg P v CAL
Kompostový uhel	Směs kompostu s biouhlem	1. konc. 11 mg/kg P v CAL
		2. konc. 30 mg/kg P v CAL

Jako hnojivo byla použita směs kompostu a popela z čistírenských kalů, která byla vyrobena v předběžném pokusu, a příslušná nulová varianta, čistý kompost. Použitý popel z čistírenských kalů pocházel z monospalování vídeňských kalů a jednalo se o stejný materiál, který byl použit při předběžném pokusu. Uhel a směs kompostu s biouhlem pocházely z pokusu při kompostování od našeho českého partnera, Mendelovy univerzity. Surový fosfát poskytla společnost Timac Agro.

Tabulka 22 Koncentrace fosforu různých variant hnojiv v různých extraktech s narůstající extrakční silou

Varianty hnojiv	P rozpustný v CAL (mg/kg sušiny)	P rozpustný v NAC (mg/kg sušiny)	P rozpustný v kyselině mravenčí (mg/kg)	P celkem (mg/kg)
Surový fosfát Timac Agro	95	7097	38734	130649
Popel z čistírenských kalů	1410	8078	11593	105500
Kompost z předběžného pokusu ošetřovaný 6 týdnů	849	2274		2648
Směs kompostu s PČK ošetřovaný 6 týdnů (6% PČK)	934	2759		8465
Biouhel	346			2297
Směs kompostu s biouhlem	1857			10377

Pro každou nádobu bylo odváženo 7 kg zeminy, do které byla přidána příslušná varianta hnojiva. Tato směs pak byla naplněna do nádoby. Byla rovněž připravena tzv. nulová varianta bez přidání jakékoliv příměsi. Přidávaná množství byla pro jednotlivé materiály vypočtena na základě rozpustnosti fosforu v roztoku neutrálního citronanu amonného (NAC). Všechny materiály kromě uhlí byly přidány ve 2 různých množstvích (30 mg/kg fosforu v extraktu NAC a 80 mg/kg fosforu v extraktu NAC). Co se týče uhlí a směsi kompostu s uhlím byla na začátku pokusu dána pouze rozpustnost fosforu v extraktu CAL. Aby však bylo možné údaje porovnávat, byla množství zvolena tak, aby rozpustnost v extraktu CAL těchto 3 variant odpovídala rozpustnosti ve směsi kompostu a popela z čistírenských kalů (PČK).



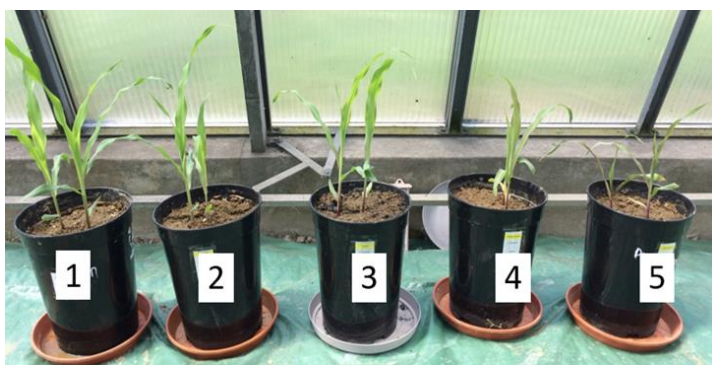
Obrázek 47 Nádobový pokus ve skleníku výzkumného ústavu BFA

Po naplnění zeminy bylo do každé nádoby vloženo 5 kukuřičných zrn a po vzejití byla v každé nádobě pěstována nadále pouze jedna rostlina.

Kukuřice byla po celou dobu probíhajícího pokusu zalévána podle potřeby vodou z vodovodu a po sedmi týdnech od zasetí byl přidán dusík (CAN - dusičnan vápenatoamonný) jako hnojivo. Ke každé rostlině bylo přidáno 0,3 g dusíku, což odpovídá hnojení 30 kg N/ha. Po 9 týdnech byla odříznuta nadzemní biomasa, zemina oddělena od kořenů, půda < 5 mm proseta a kořeny propláchnuty. Jak nadzemní, tak i podzemní biomasa byla usušena při 85 °C v laboratorní sušárně a semleta v mlýnku na velikost částic 2 mm. Poté byla biomasa zalita HNO<sub>3</sub>, podrobena mikrovlnnému rozkladu a pomocí metody ICP-OES byl určen obsah fosforu. Z půdy byly vyrobeny extrakty CAL podle rakouské normy ÖNORM L 1087 za účelem stanovení fosforu a byly rovněž analyzovány pomocí metody ICP-OES.

## Vyhodnocení a výpočet výsledků

Posouzení symptomu nedostatku fosforu - červených pigmentů - bylo provedeno v 5 stupních, přičemž rostliny s nejvýraznějšími červenými pigmenty obdržely 5 bodů. Rostliny, u nichž se neobjevily žádné červené pigmenty, obdržely 1 bod (obr. 2).



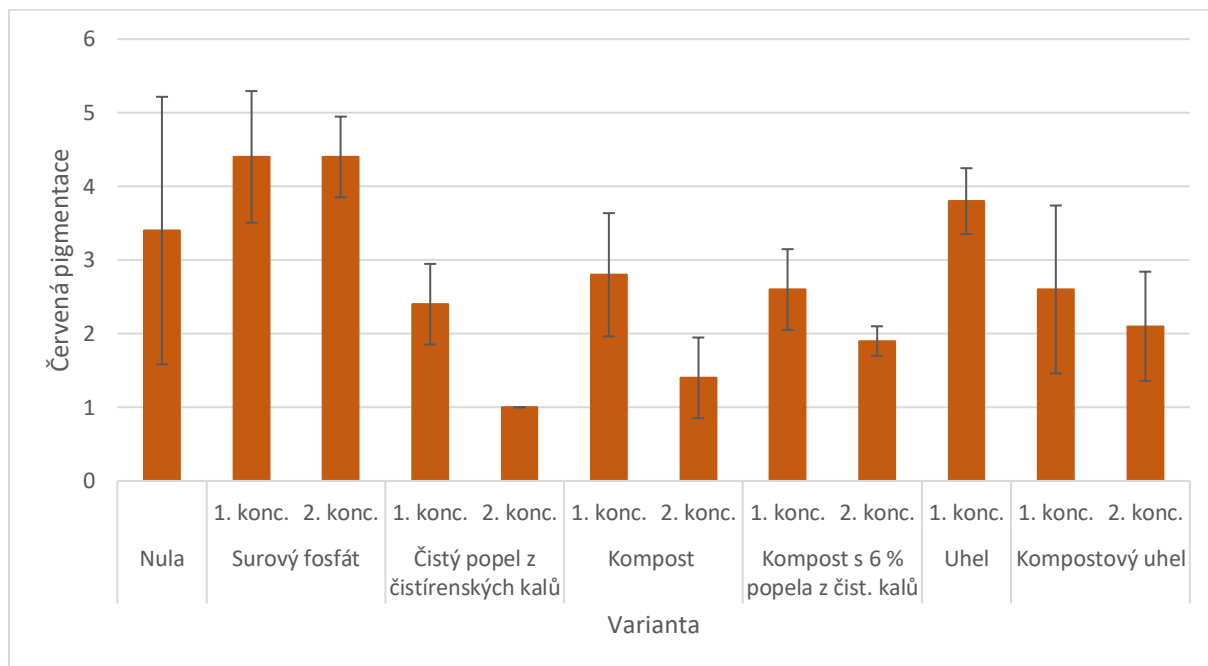
Obrázek 48 Schéma hodnocení udělených bodů za červenou pigmentaci

Statistické vyhodnocení naměřených údajů bylo provedeno v SPSS 20 a Excelu.

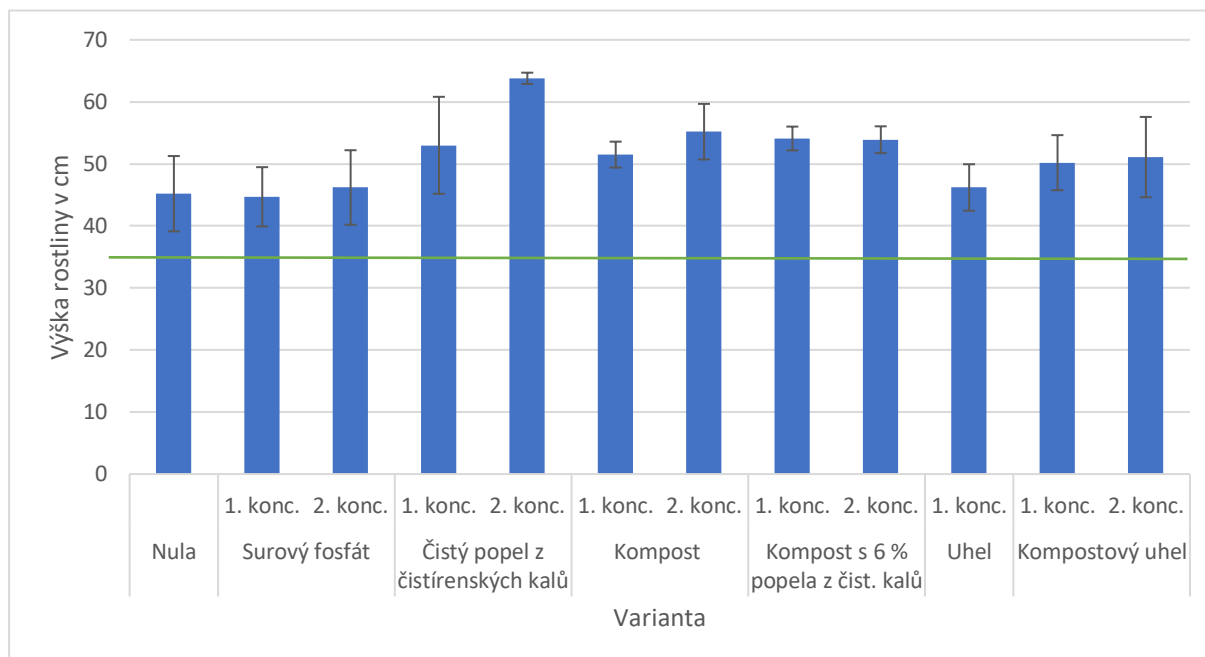
## Výsledky

Rostliny kukuřice s nedostatkem fosforu vykazují utlumený růst, nedostatečnou tvorbu kořenů a slabé odnože. Listy jsou zbarvené především v raném stádiu červeno-fialově (Kali AG). Výsledky podle obr. 2 a 3 ukazují, že v prvních 4 týdnech po vysetí pouze popel z čistírenských kalů z monospalování nevykazuje ve vyšší koncentraci hnojiva žádné nedostatky. Listy nemají v žádném z pěti opakování červené pigmenty a rostliny zaznamenávají největší výškový růst. Rovněž dobré výsledky s velmi nízkou

červenou pigmentací vykazují varianty s kompostem, se směsí kompostu a popelů z čistírenských kalů a směs kompostu s uhlím ve vyšších dávkách přidávaného množství. Nejhůře dopadly jak v červené pigmentaci, tak i ve výškovém růstu v raném vývoji vedle nulové varianty obě varianty se surovým fosfátem a varianta s uhlím.



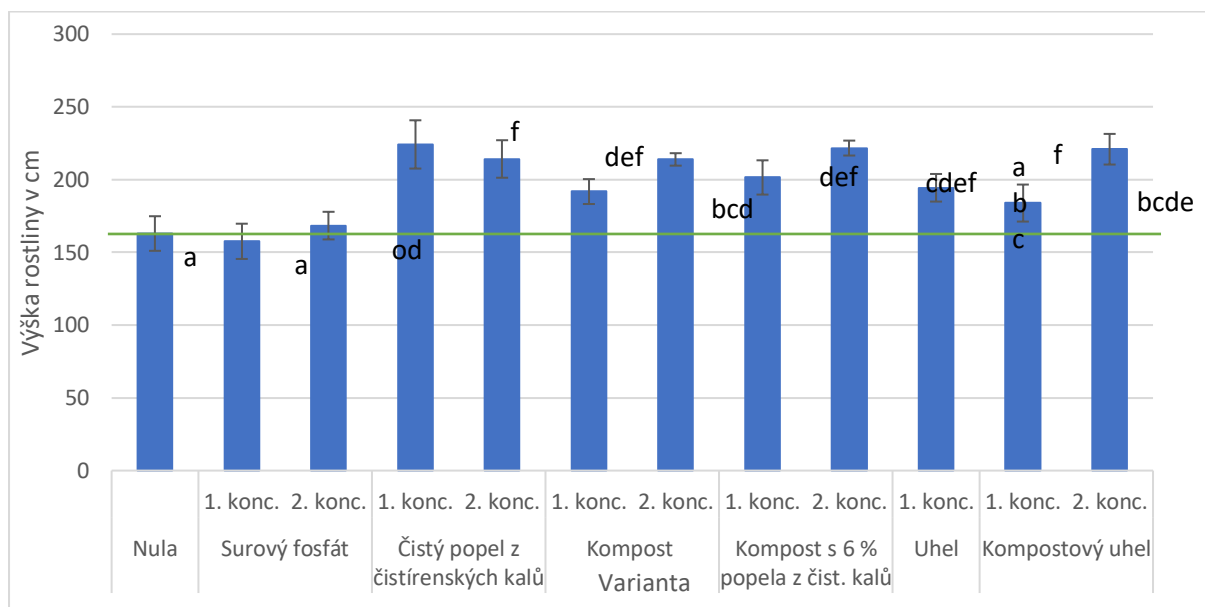
Obrázek 49 Červená pigmentace na listech po 4 týdnech po zasetí



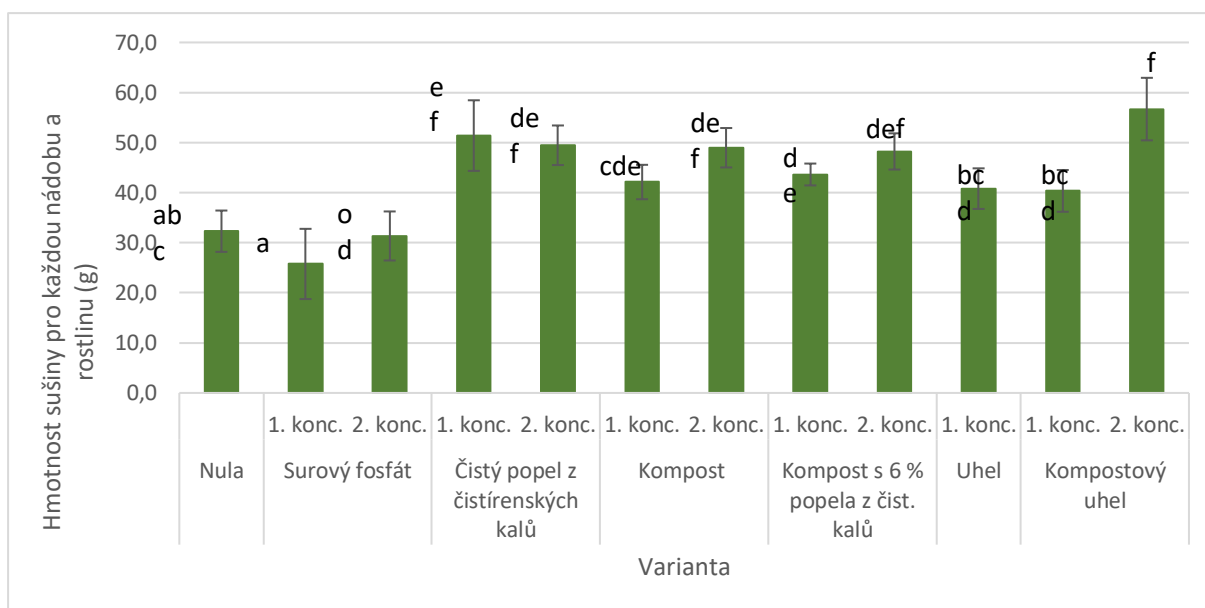
Obrázek 50 Výškový růst po 4 týdnech po zasetí

Při sklizni po 9 týdnech bylo možné zřetelně pozorovat podobný efekt ve výškovém růstu i v hmotnosti sušiny nadzemní i podzemní biomasy a rovněž v obsahu fosforu jako v raném vývoji. Nejintenzivnější výškový růst, vždy ve vyšší koncentraci hnojiva, zaznamenaly varianty popela z čistírenských kalů a směs kompostu s popelem z čistírenských kalů, následované směsí kompostu s uhlím (obr. 5, tabulka 4) Nejvyšší hmotnost sušiny vykazovala vyšší dávka hnojiva u varianty kompostu s uhlím, následovaná oběma variantami s popelem z čistírenských kalů a vyššími dávkami hnojiva u variant kompostu a kompostu s popelem z čistírenských kalů. Obě varianty se surovým fosfátem nevykázaly žádný účinek hnojení a nijak se statisticky výrazně neodlišovaly od nulové varianty.





Obrázek 51 Výškový růst po 9 týdnech při sklizni. Vždy střední hodnota a standardní odchylka po 5 opakováních. Varianty označené stejnými písmeny se nijak statisticky výrazně od sebe vzájemně neodlišují ( $p \leq 0,05$ )



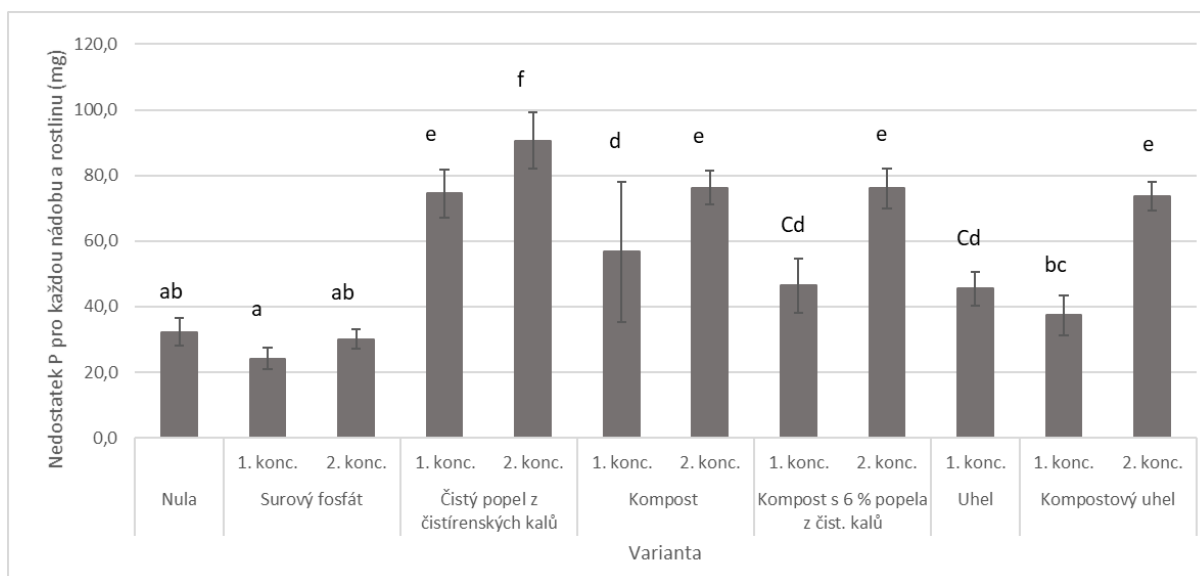
Obrázek 52 Hmotnost sušiny nadzemní a podzemní biomasy po 9 týdnech při sklizni. Vždy střední hodnota a standardní odchylka po 5 opakováních. Varianty označené stejnými písmeny se nijak statisticky výrazně od sebe vzájemně neodlišují ( $p \leq 0,05$ ).

Tabulka 4 a obr. 7 ukazují celkové odběry fosforu kukuřičí (nadzemní i podzemní biomasou) v každé nádobě a vždy po 5 opakováních. Odběry fosforu byly v rozmezí od 182 mg P/nádoba u varianty se surovým fosfátem až 579 mg P/nádoba u varianty s popelem z čistírenských kalů. Jak obě varianty se

surovým fosfátem, tak i varianta kompostu s uhlím se nijak výrazně neodlišovaly od nulové varianty. Výrazně nejvyšší odběry fosforu zaznamenaly také opět vyšší dávky hnojiva s čistým popelem z čistírenských kalů, varianta kompostu, varianta kompostu s popelem z čistírenských kalů a varianta kompostu s uhlím.

Tabulka 23 Střední hodnoty a standardní odchylka hmotnosti sušiny a obsahu fosforu v nadzemní i podzemní biomase a celkový odběr P celou rostlinou v každé nádobě

Varianta		Hmotnost sušiny		Obsah P v		Odběr P nadzemní a podzemní biomasou [mgP/nádoba]
		nadzemní biomasy [g/nádoba]	podzemní biomasy [g/nádoba]	nadzemní biomase [g/nádoba]	podzemní biomase [g/nádoba]	
Nula		27,2 (±4,1)	5,1 (±1,0)	29,2 (±4,6)	3,0 (±0,7)	32,2 (±4,2)
Surový fosfát	1. konc.	21,6 (±6,0)	4,2 (±1,1)	21,2 (±2,7)	3,1 (±0,6)	24,2 (±3,3)
	2. konc.	25,9 (±3,7)	5,5 (±1,2)	26,3 (±2,5)	3,8 (±0,5)	30,0 (±3,0)
Čistý popel z čistírenských kalů	1. konc.	42,6 (±6,2)	8,8 (±0,9)	67,2 (±6,9)	7,3 (±0,6)	74,5 (±7,5)
	2. konc.	41,3 (±2,9)	8,2 (±1,2)	81,2 (±7,6)	9,4 (±1,3)	90,5 (±8,6)
Kompost	1. konc.	35,6 (±3,0)	6,5 (±0,5)	46,2 (±2,8)	4,3 (±0,3)	56,8 (±21,4)
	2. konc.	41,2 (±3,1)	7,8 (±0,9)	69,9 (±4,5)	6,4 (±0,8)	76,3 (±5,0)
Kompost s 6 % popela z čist. kalů	1. konc.	36,8 (±1,9)	6,9 (±0,3)	42,3 (±7,9)	4,1 (±0,3)	46,4 (±8,2)
	2. konc.	40,8 (±2,6)	7,5 (±1,1)	69,8 (±5,8)	6,2 (±0,6)	76,0 (±6,2)
Uhel	1. konc.	34,2 (±3,4)	6,6 (±0,7)	41,4 (±4,9)	4,1 (±0,3)	45,5 (±5,1)
Kompostový uhel	1. konc.	34,1 (±3,7)	6,2 (±0,7)	33,5 (±5,7)	3,9 (±0,6)	37,4 (±6,0)
	2. konc.	47,3 (±4,8)	9,4 (±1,5)	66,9 (±4,5)	6,8 (±1,7)	73,7 (±4,5)



Obrázek 53 Odběr fosforu nadzemní a podzemní biomasou po 9 týdnech při sklizni. Vždy střední hodnota a standardní odchylka po 5 opakováních. Varianty označené stejnými písmeny se nijak statisticky výrazně od sebe vzájemně neodlišují ( $p \leq 0,05$ ).

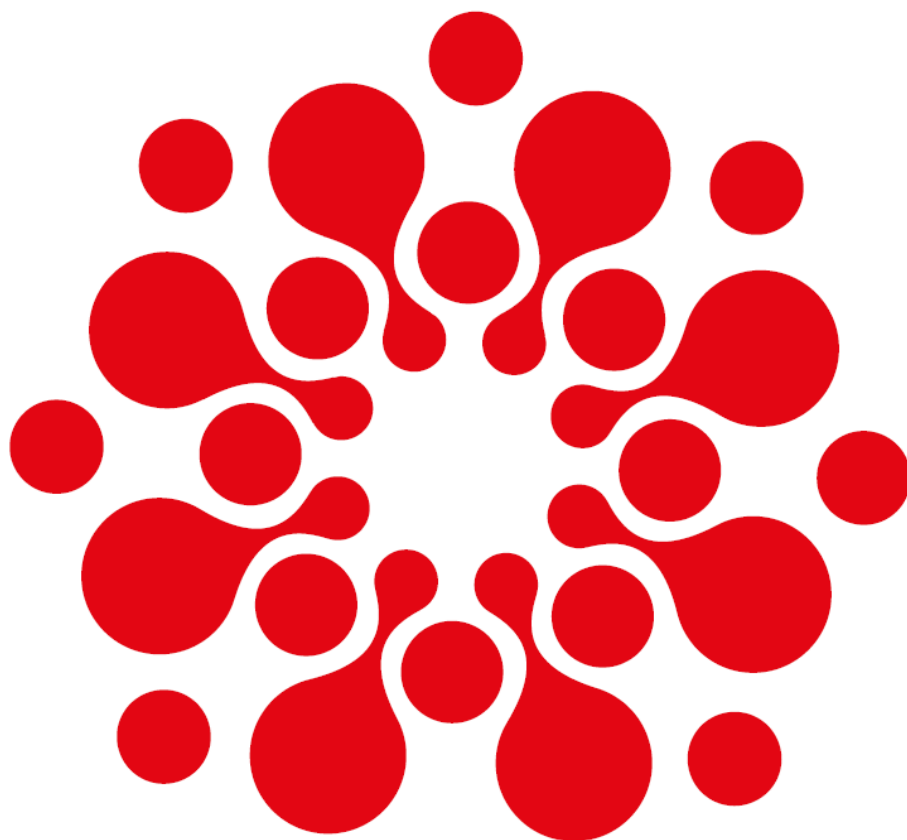
## Závěr

Výsledky ukazují, že kompost, směs kompostu s popelem z čistírenských kalů, směs kompostu s uhlím a rovněž nezpracovaný popel z čistírenských kalů z monospalování, vždy s vyšší dávkou hnojiv, dosahují nejvyššího účinku hnojení. Zajímavé je, že právě popel z čistírenských kalů, který vlastně obsahuje malý podíl fosforu dostupného pro rostliny, vykázal velmi dobrý účinek hnojení. Fosfor v popelu z čistírenských kalů se vyskytuje v obtížně rozpustných sloučeninách vápníku, jako je whitlockit a hydroxyapatit, a ve vodě je prakticky nerozpustný (Kratz, 2014). Píščitohlinitá půda použitá při nádobovém pokusu se pohybovala v lehce kyselé oblasti a byla tak optimální pro uvolnění fosforu z popela z čistírenských kalů. Ačkoliv má kukuřice na začátku růstu špatnou schopnost přisvojit si fosfát, a proto je nutné v kořenové části klíčků zajistit dostatečné množství fosfátu rozpustného ve vodě (Petritz, 2019), nevykázala varianta s popelem z čistírenských kalů, ani v raném stádium, při vyšších dávkách hnojiva žádný a nedostatek a při menších dávkách hnojiva jen velmi malý nedostatek. Tyto podmínky lehce kyselé půdy by vlastně byly optimální i pro surový fosfát, neboť měkké surové fosfáty jsou podle literatury vhodné pro kyselé až lehce kyselé půdní poměry ( $< \text{pH } 6,5$ ) s dostatečně vysokou biologickou aktivitou a půdní vlhkostí (Baab, 2014). Ačkoliv bylo při nádobovém pokusu zajištěno dostatečné zásobování kukuřice vodou, nevykázal surový fosfát u obou variant žádný účinek hnojení.

Römer (2013) a Waida & Weinfurtner (2011) naproti tomu mohli při svých nádobových pokusech s kukuřicí docílit podobných rozpustností u surových fosfátů a popelů z čistírenských kalů nebo jiných produktů obsahujících recyklovaný fosfor.

U varianty kompostu s popelem z čistírenských kalů se při pokusu nedocílilo vyššího účinku hnojení než u varianty, která byla hnojena jen kompostem. Přidání pouhých 6 % na jedné straně možná nestačí k dosažení výrazných účinků, na druhé straně upozorovali Waida & Weinfurtner (2011) ve svých pokusech, že většina produktů s recyklovaným fosforem disponuje trvalým účinkem hnojení, protože až teprve v následné plodině se projevuje vyšší vliv na výnos.

U varianty, u které byl do půdy přidán pouze uhel (biouhel), se projevilo působení uhlu. Uhel je vysoce porézní materiál s povrchovou plochou 200-500 m<sup>2</sup>/g. Díky této velké povrchové ploše je schopen přijímat až pětinasobné množství vody a rozpustných živin oproti vlastní hmotnosti. Pokud se do půdy přidá biouhel, odebere vodu ze svého okolí a látky, které jsou v ní rozpuštěné, proto se při pokusu projevuje jen malý účinek hnojení. Pokud se naproti tomu biouhlem obohatí kompost, projeví se jeho schopnost akumulovat vodu, vázat živiny a zvyšovat aktivitu mikroorganismů velmi pozitivně při procesu kompostování. (Kammann & Glaser, 2014). I když v raném vývoji směs kompostu s uhlím nemohla ani po zvýšení koncentrace dávky zajistit rostlinám dostatek fosforu a projevila se zřetelná červená pigmentace u listů, vykázala tato varianta na konci pokusu velmi dobré výsledky a vysoké odběry fosforu.



6.

## **INTEKO ATCZ42**

Polní testování kvality kompostu - STIKO

## Úvod – polní testování

Projekt INTEKO navazuje na polní experiment STIKO, který byl založen na podzim roku 1992 na Obere Lobau u Vídně s cílem zkoumat účinky hnojení kompostem na výnos zemědělských plodin a na životní prostředí. Pokus zahrnoval tři zkušební plochy hnojené kompostem (C1, C2, C3), tři plochy s hnojením minerálním dusíkem (N1, N2, N3), pět ploch s kombinovaným hnojením (N1C1, N1C2, N1C3, N2C1, N3C1) a kontrolní neošetřenou plochu (o) v šesti opakováních. Parcely měří 6,3 x 10 m. Kompost z bioodpadu (oddělený organický odpad a odřezky) byl aplikován v dávkách 5, 10 a 14 t ha<sup>-1</sup> rok<sup>-1</sup> (čerstvá hmota) a průměru 20 let (C1, C2, C3). Průmyslově hnojené plochy dostaly v průměrně 20, 32 a 44 kg N ha<sup>-1</sup> rok<sup>-1</sup>, plus 40 kg P ha<sup>-1</sup> a 68 kg K ha<sup>-1</sup> (N1, N2, N3). Na kombinovaně hnojené plochy byl použit kompost a minerální dusík, ovšem bez přidání fosforu a draslíku.

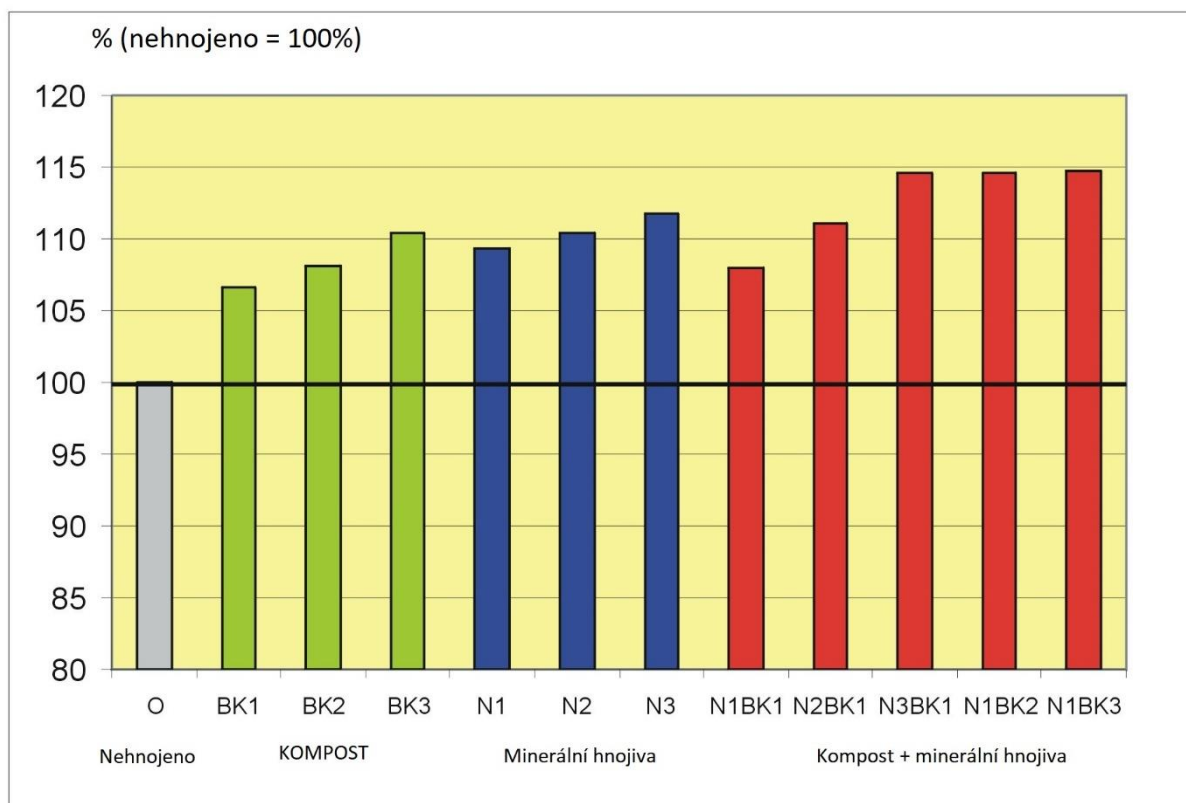
S výjimkou průmyslově hnojených ploch, byl pokus veden v souladu s nařízením Evropské unie (EU) 2092/91 o ekologickém zemědělství s využitím běžných zemědělských strojů. Typický místní osevní postup se skládá hlavně z obilovin a brambor. V polním pokusu byl použit kompost z kompostárny hlavního města Vídně. Surovinová skladba kompostu obsahuje bioodpad z domácností a zahradní odřezky v poměru 2: 3. Kompost byl vyráběn technologií na volné ploše s využitím překopávače kompostu a čelního nakladače. Použitý kompost měl v průměru 38% organické hmoty 1,43% N celk., 0,62% P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> celk., 1,09% K<sub>2</sub>O celk., pH 7,3, elektrická vodivost 1,7 mS cm<sup>-1</sup> a poměr C / N 22. Typ půdy na místě pokusu je luvizem pseudoglejová (Molli-gleyic fluvisol) - 15/62/23% písku, bahna a jílu, s pH 7,6. Průměrná roční teplota byla 10,5 ° C, průměrný roční úhrn srážek činil 540 mm.

## Výnosy a kvalita plodin

Výnosy na pokusných místech s kompostem byly o 7-10% vyšší ve srovnání s neošetřenou plochou. Na hnojené pokusné ploše a za relativně suchých klimatických podmínek, byla reakce výnosu po aplikaci kompostu na počátku velmi nízká, ale zvyšovala se po celou dobu experimentu. To je pravděpodobně způsobeno relativně vysokým poměrem C / N kompostu, relativně suchým podnebím a vysokou přirozenou úrodností půdy v místě pokusu.

Výnosy po ošetření minerálními hnojivy byly o něco nižší, než je místní průměr, protože v tomto ošetření nebyl použit kmenový stabilizátor v obilovinách. Výtěžky kombinovaného hnojení ukazují, že použití kompostu umožňuje úsporu na minerálních hnojivech.

Kvalita plodin obecně byla vynikající. V obilovinách, kvalita plodin nebyla ovlivněna ošetřením hnojivy. Brambory měl nižší obsah dusičnanů u hnojení kompostem než s minerální hnojivy, což je považováno za pozitivní z nutričního hlediska.



Graf 1 průměrné výnosy 1993 - 2006

## Dostupnost dusíku při hnojení kompostem

Kompost obsahuje relativně velké množství (cca. 1-2% v sušině) celkového dusíku. Pouze malá část je obsažena ve formě dusičnanů a amonných iontů, které jsou pro rostliny okamžitě k dispozici. Rozpad organické hmoty kompostu průběžně uvolňuje dusík pro rostliny. Různé rozborů v rámci STIKO pokusu poskytnuty informace o rozsahu uvolňování dusíku z kompostu a jeho rozdělení v průběhu roku.

Analýzy výnosových částí ukázaly, že rostliny ošetřené kompostem měly dostatečný přísun dusíku v prvních fázích růstu a po odkvětu, ale v době vymetání, kdy je potřeba dusíku nejvyšší, odpovídala dodávka dusíku pouze množství 30 kg N ha<sup>-1</sup>.

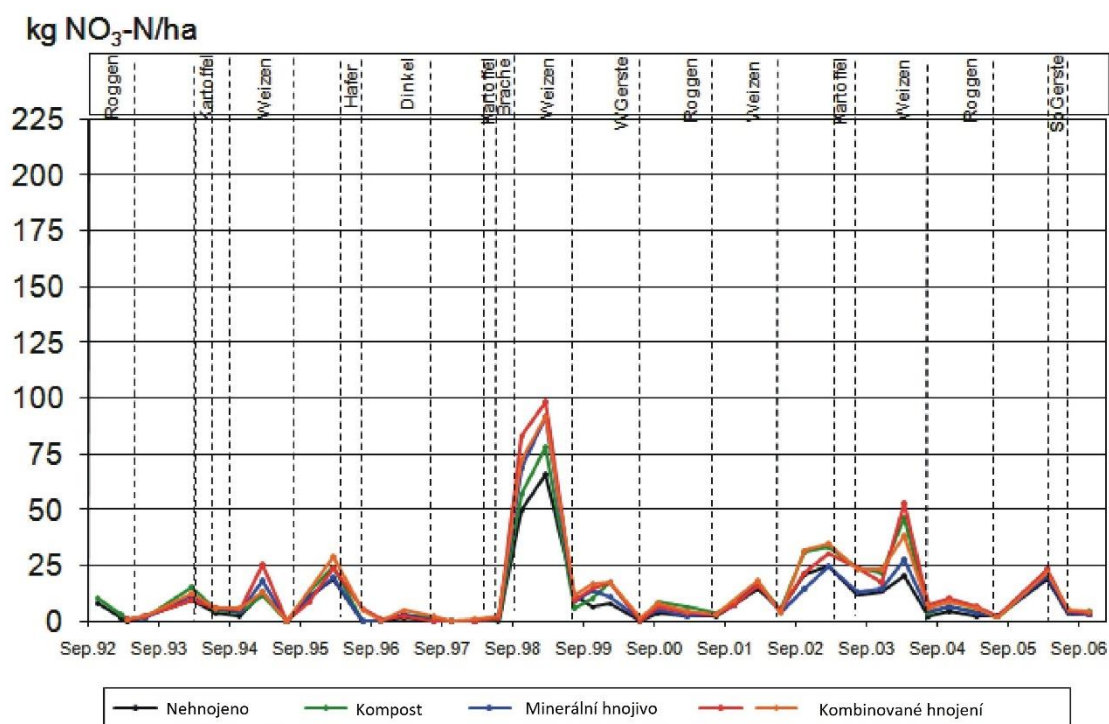
Výskyt padlí v obilovinách může být použit jako indikátor pro dodávku dusíku rostlinám. V prvních letech experimentu, výskyt padlí obilovin u hnojení kompostem byla tak nízká, jako u neošetřených kontrolních rostlin, při ošetření s minerálním a kombinovaným hnojením byl vyšší výskyt plísní obilovin. V roce 2001 vykazovaly varianty s kompostem BK2 a BK3 poprvé vyšší výskyt padlí než nulová varianta.

V podobném čtyřletém pokusu byly velmi podrobně analyzovány formy dusíku v půdě a rostlinách. V tomto experimentu, byly měřeny emise dusíkatých plynů za použití kyvetového systému, který byl vyvinut ve spolupráci s Institutem f. Freiraumgestaltung und Landschaftspflege, BOKU. Výsledky analýz ukázaly, že hnojení minerálním dusíkem vedlo k nadměrné spotřebě dusičnanu rostlinami, a to zejména na počátku vegetačního období, což má za následek příliš vysoký obsah dusičnanů v rostlinách. Hnojení kompostem způsobilo zvýšený obsah organického dusíku (bohatý na dusík non-huminových sloučenin) v půdě a poněkud zvýšený obsah ve vodě rozpustného dusíku v rostlinách, ale bez extrémně vysoké hodnoty dusičnanů.

Obsah dusičnanů v půdě v experimentu "STIKO" se pohyboval v průběhu pokusu ve velmi širokém rozmezí, v závislosti především na konkrétní plodině. V ornici (0-30 cm hloubka) hnojené kompostem byl obsah dusičnanů v průměru o 3-8 kg/ha a maximálně o 54 kg/ha vyšší než v nulové nehnojené variantě. V minerálně hnojené variantě byl průměr stejný, ale maximum bylo o 95 kg N/ha více než u nehnojené plochy. Je třeba poznamenat, že vzorkování neprobíhalo v prvních měsících po minerálním hnojení, takže krátkodobé účinky minerálních hnojiv nejsou zaznamenány a nevztahují se k výše uvedeným hodnotám.

V 60-90 cm hloubce půdy, kde může být dusičnan vyluhován do hlubších vrstev, kde je těžko přístupný pro rostliny, byl obsah dusičnanů u variant kompostu i minerálních hnojiv kompostu také ve stejném rozmezí (průměr 1 - 3 kg / ha nebo 0 - 3 kg / ha, maximálně 27 nebo 26 kg / ha vyšší než v nulové variantě). Také na podzim byly obsahy dusičnanů u obou variant (kompost, minerální hnojení) podobné. Koncentrace dusičnanů na podzim jsou zajímavé proto, že dusičnan v zimních měsících bez příjmu rostlin a za vyšších srážek podléhá vyplavování.





Graf 2 Obsah dusičnanů v hloubce 60-90 cm od roku 1992–2005

Vysvětlivky ke grafu č. 1: Roggen – žito, Kartoffeln – brambory, Weizen – pšenice, Hafer – oves, Dinkel – špalda, Brache – úhor, W. Gerste – ozimý ječmen, Sp. Gerste – jarní ječmen.

Výsledky ukazují, že i když ve variantách s kompostem bylo zatížení N<sub>celk.</sub> mnohem vyšší než množství dusíku aplikovaná minerálním hnojivem (68-176 kg N<sub>celk.</sub>/ha/rok oproti 28-60 kg N/ha/rok), obsah dusičnanů v půdě ve variantě kompostu nebyl vyšší než u varianty s minerálním hnojením.

Využití dusíku rostlinami při použití kompostu bylo 3-7 %. V kombinovaně hnojené variantě bylo plodinami využito 2-6 % dusíku.

Celkový obsah dusíku v půdě se v průběhu experimentu výrazně zvýšil na plochách C2 a C3 hnojených kompostem, zatímco víceméně beze změny byly plochy s minerálním hnojením. Zvýšení obsahu N<sub>celk.</sub> byl doprovázen současným zvýšením obsahu humusu v půdě. Což znamená, že velká část N<sub>celk.</sub> aplikovaného přes kompost je vázána na organickou hmotu.

Výsledky ukazují, že kompost působí jako zdroj dusíku s pomalým uvolňováním na střední úrovni.

V souhrnu lze konstatovat, že přísun dusíku z kompostu je dostatečný pro požadavky organického zemědělství bez skotu. Pro konvenční zemědělství, je to základní přísun, který může být doplněn o menší množství minerálních hnojiv pro dosažení maximálních výnosů.

## Hodnoty fosforu a draslíku při hnojení kompostem

Aby bylo možné vyčíslit hodnotu fosforu a draslíku při hnojení kompostem byly hodnoty P a K měřeny v plodinách ovsa, pšenice špalda, pšenice a ječmene. Příjem fosforu při hnojení kompostu byl vyšší než u neošetřených kontrolních rostlin a zásobování rostlin fosforem bylo přibližně stejně vysoké jako na ploše N3. Rozdíly v obsahu draslíku v plodinách byly poměrně malé, což je zřejmě proto, že i v nulové variantě měla půda dostatečný obsah draslíku.

Po pěti letech experimentálního období byly stanoveny koncentrace celkového a pro rostliny dostupného fosforu a draslíku v horních 30 cm půdy. Celkový obsah fosforu nevykazoval významné rozdíly v mezi jednotlivými variantami hnojení. Hnojení kompostem v relativně vysokých dávkách (BK3) výrazně zvýšila obsah P dosažitelného pro rostliny vzhledem k nulové variantě. Ve variantách BK1 a BK2 s nižší dávkou kompostu byl obsah P dosažitelného pro rostliny ve stejném rozsahu jako ve variantách, které byly hnojeny minerálním fosforem v souladu s "Pokyny pro správné hnojení".

U celkového obsahu draslíku v půdě nebyly zjištěny žádné významné rozdíly vzhledem k variantě hnojení. Obsah draslíku dostupného pro rostliny v horních 30 cm půdy se významně zvýšil na plochách BK2 a BK3 (kompost), zůstal stejný u nulové varianty a velmi lehce se zvýšil u minerálního hnojení.

Z těchto výsledků vyplývá, že fosfor a draslík přítomné v kompostu jsou pro rostliny stejně dobře dostupné jako ty v superfosfátu, tripl fosfátu, nebo v minerálním hnojivu (síran draselný), a oba tedy mohou plně zahrnuty do kalkulace hnojiv.

## Mykorrhiza

Mykorrhiza je symbióza kořenů rostlin s určitými houbami. Rostliny profitují z mykorrhizy prostřednictvím lepšího zásobování vodou a některými minerálními živinami, jako je dusík a fosfát.

V experimentu "STIKO" byl zkoumán vliv kompostu na mykorrhizy. Výsledky mezinárodních studií naznačují, že použití organických látek, jako je kompost, má pozitivní vliv na formování arbuskulární mykorrhizy (AM) užitečné pro rostliny. Plochy hnojené kompostem a nulová varianta ukázaly nejvyšší mykorrhizní hodnoty (30 nebo 35% celkové kořenové délky ve variantě BK3 nebo 0), zatímco minerálně hnojená varianta dosahovala nejnižších (6 %) hodnot.

Rozdíly v rozsahu kořenové kolonizace mykorrhizními houbami mohou být způsobeny rozdíly v obsahu živin. Studie ukazují, že tvorba mykorrhizy může být potlačena použitím snadno dostupných minerálů. Tento předpoklad by měl být dále sledován a zkoumán v rámci budoucích pokusů.

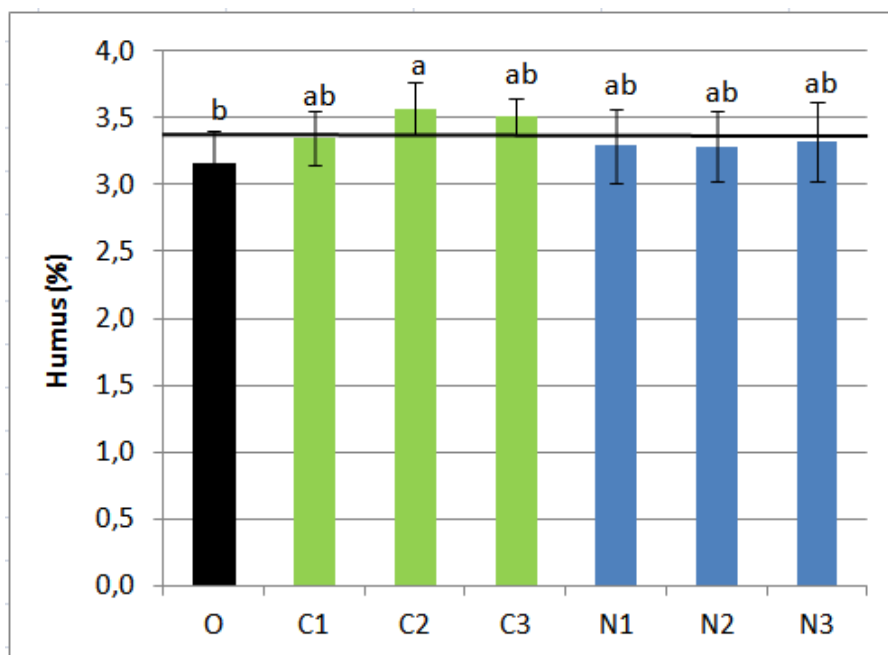
## Jaké množství kompostu je výhodné?

Účinky použití stejného celkového množství kompostu v různých dávkách a v různých časových intervalech byly hodnoceny v randomizovaném pětiletém polním pokusu s žitem (trvalé). Kompost byl aplikován v množstvích:

Aplikace 40 t ha<sup>-1</sup> ve dvouletých intervalech měla za následek mírně vyšší výnosy žita než jiné varianty. Nicméně rozdíly mezi variantami hnojení nebyly statisticky významné. Při variantě s množstvím 20 t ha<sup>-1</sup> rok, výnosy vzrostly poprvé po čtyřech letech. Kvalita žita pro pečení byla u všech variant dobrá. Dodání kompostu v množství 20 - 40 t ha<sup>-1</sup> v jediné aplikaci ukázalo menší amplitudy v množství dusíku v půdě na podzim, než při variantě množství 60 t ha<sup>-1</sup>. Nicméně, množství dusíku v půdě (0 - 90 cm) na podzim bylo při těchto variantách v maximu o 49 kg ha<sup>-1</sup> vyšší než u neošetřených kontrolních rostlin. V dalších 4 letech se střídaly brambory, pšenice ozimá, ječmen a ozimé žito a nebyly prokázány žádné rozdíly.

## Organická hmota v půdě

V nulové variantě pokusu se snížil obsah humusu v půdě v průběhu z 3,4 % na 3,16 % v průběhu experimentu. Ve variantě C1 s množstvím kompostu 5 t/ha zůstal obsah humusu statisticky na původní úrovni a s vyššími dávkami kompostu se zvýšil obsah humusu na 3,6 % (významné) a 3,5 %, v daném pořadí. Ve variantě minerálních a s kombinovaných hnojení se obsah humusu mírně snížil na 3,3 %.

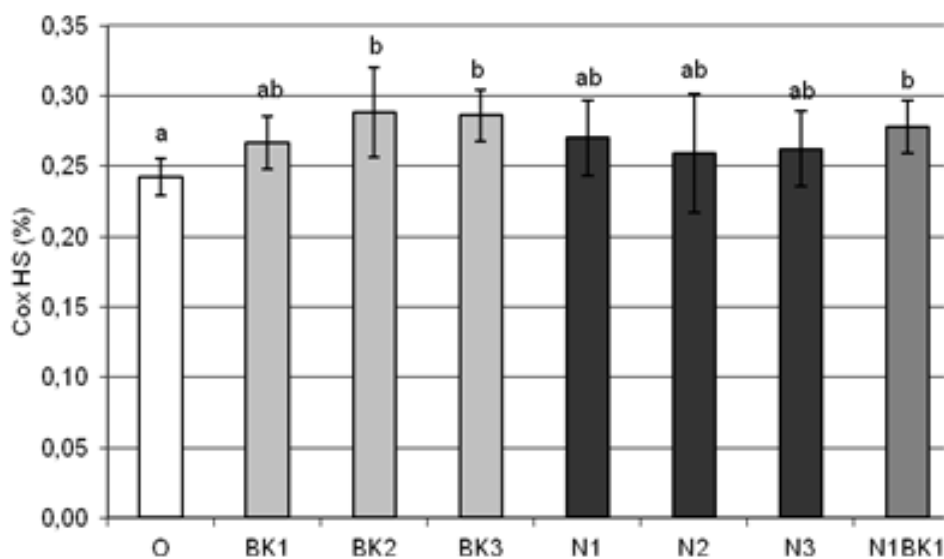


Graf 3 Půdní obsah organických látek po 20 letech ve srovnání se začátkem experimentu (vodorovná černá čára)

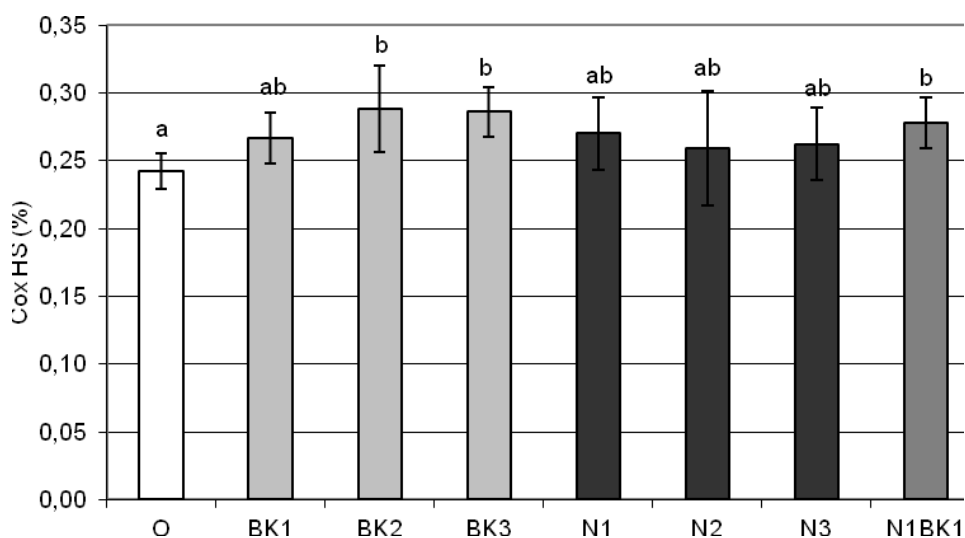
K určení obsahu humusu se běžně používá analýza organického uhlíku v půdě (ÖNORM L1080). Takto naměřený organický uhlík zahrnuje celé spektrum čerstvé, snadno rozložitelné organické hmoty až huminy, které přežijí v zemi po tisíce let. Stanovení kvalitativních parametrů půdní organické hmoty umožňuje rozlišovat mezi těmito skupinami a charakterizovat půdní organické hmoty ve větším detailu.

Kvalita humusu byla stanovena pomocí klasické metody frakcionace, ve spolupráci s prof. Horáčkem (Univerzita České Budějovice). Huminové látky jsou klasifikovány na fulvokyseliny a huminové kyseliny podle jejich rozpustnosti v zásaditých látkách a kyselinách. Fulvokyseliny jsou rozpustné v zásaditých látkách, a ne v kyselinách. Liší se od huminových kyselin nižší molekulovou hmotností a obvykle vyšší koncentrací funkčních skupin.

Obsah organického uhlíku v huminových kyselinách a fulvokyselinách se výrazně zvýšil při hnojení kompostem. Ve variantě minerálních hnojiv se obsah  $C_{org}$  z huminových kyselin významně nelišil od nulové varianty. V poměru huminová kyselina/fulvokyselina došlo k mírnému nárůstu huminových kyselin ve variantách kompostu a mírný pokles ve variantách minerálních hnojiv.



Graf 4  $C_{org}$  v huminové kyselině (%sušiny)



Graf 5  $C_{org}$  ve fulvokyselině (%sušiny)

Další metodou pro určení půdní organické hmoty je frakcionace velikosti a hustoty. V této analýze jsou vzorky rozděleny nízkoenergetickým ultrazvukem do frakcí velikosti, hrubý písek "(200 až 200  $\mu\text{m}$ ), jemný písek" (200-63  $\mu\text{m}$ ), bahno "(63-2  $\mu\text{m}$ ) a jíla" (2-0, 1  $\mu\text{m}$ ). Dlouhodobě stabilní části půdního humusu se nacházejí v bahně a zvláště pak ve frakci jílu, v jílovo-humusových komplexech.

Kromě toho byla použita metoda frakcionace hustoty za použití roztoku sodíku s hustotou 1,8 g.cm<sup>3</sup> k oddělení částic organické hmoty (ČOH), z frakce velikosti písku. ČOH se skládá hlavně ze snadno rozložitelných, částečně degradovaných rostlinných zbytků.

Varianta hnojení kompostem v dávce 10 t ha<sup>-1</sup> za rok (C2) vedlo ke zvýšení C<sub>org</sub> ve všech frakcích velikosti a hustoty. Celkově byl obsah C<sub>org</sub> o 10% vyšší u kompostu než v nulové kontrolní variantě. Přibližně 40% dalšího uhlíku se nacházelo v ČOH, 56% ve frakci velikosti bahna a 3% ve frakci velikosti jílu. Ve variantě hnojení minerálním dusíkem byl součet obsahu C<sub>org</sub> všech frakcí přibližně stejný jako bez hnojení, se zvýšením C<sub>org</sub> v ČOH a snížením C<sub>org</sub> ve frakcích velikosti bahna a jílu.

Tabulka 24 C<sub>org</sub> (g.kg<sup>-1</sup>) v metodě frakcionace velikosti a hustoty

	ČOH (částice organické hmoty)	Hrubý písek (2000-200 µm)	Jemný písek (200- 63 µm)	Bahno (63 - 2 µm)	Jíl (2-0,1 µm)	<0,1 µm a rozpuštěné	Všechny frakce celkem (až na ČOH)
O	0,105	0,054	0,077	1,272	0,188	0,022	1,613
C2	0,175	0,083	0,119	1,369	0,194	0,021	1,786
N2	0,147	0,058	0,11	1,261	0,18	0,022	1,631

## Stopové prvky a těžké kovy

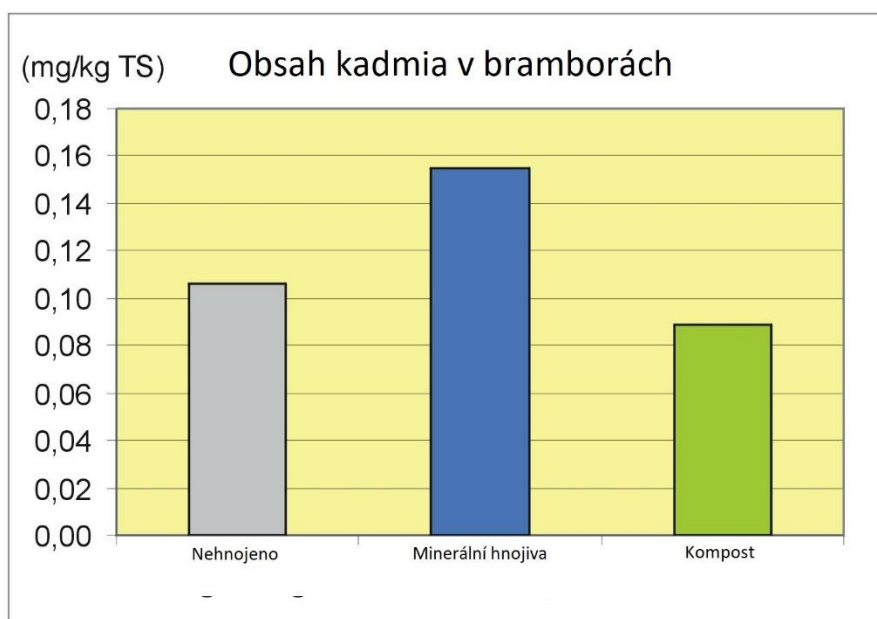
Kromě organické hmoty a hlavních živin pro rostliny, dodává kompost do půdy také stopové prvky a těžké kovy. Ekologické dopady kovů jsou spíše dány jejich mobilní frakcí než celkovým obsahem v půdě. Celkový obsah prvků v půdě byl měřen extraktem lučavky královské. Prvky okamžitě rozpustné ve vodě byly analyzovány v nasyceném půdním extraktu, prvky s výměnnou formou byly analyzovány v LiCl roztoku a následujícím Husz (2001) a dlouhodobě dostupné prvky v 0,5 N HCl roztoku. Na celkový obsah prvků byla také analyzována loupaná zrna pšenice (2012)

Celkové koncentrace stopových prvků, těžkých kovů a prospěšných prvků byly v rozmezí obvyklých obsahů půd a nižší než jsou limity rakouských norem pro ornou půdu, se srovnatelným pH a koncentrací uhličitanu ve všech variantách (UBA,2004). Celkové množství kadmia bylo stejné jako u norem. Nebyly nalezeny statisticky významné rozdíly mezi hnojenými variantami a nulovou variantou. Stejně tak podíl okamžitě dostupných (LiCl) a dlouhodobě dostupných prvků (HCl) neukázaly významné rozdíly mezi jednotlivými variantami.

U pšenice byl obsah stopových prvků, těžkých kovů a prospěšných prvků ve stejném rozsahu jako v jiných vzorcích rakouské pšenice (Spiegel a Sager, 2008), s výjimkou Ca. Nebyly zjištěny žádné významné rozdíly mezi variantami.

Po 20 letech používání vysoce kvalitního kompostu v různých dávkách, nebylo zjištěno zvýšení celkového obsahu stopových prvků a těžkých kovů v půdě, ani pšeničných zrnech.

Ve vzorcích brambor z roku 1998, které byly analyzovány ve spolupráci s rakouskou Research Center Seibersdorf, měla minerálně hnojená varianta vyšší a kompostem hnojená varianta nižší obsah kadmia než nulová varianta. Hnojení snadno rozpustnými minerálními fosforečnými hnojivy byla urychlena absorpce kadmia. Hnojení kompostem naopak vedlo k imobilizaci kadmia i přes vyšší dodávky kadmia, které mohou být způsobeny vazbou kadmia na organické hmoty.

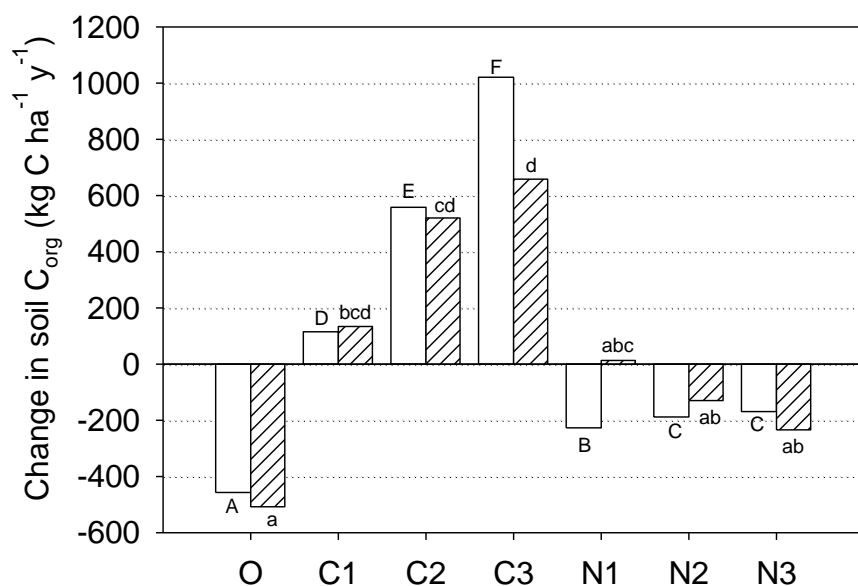


Graf 6 Obsah kadmia – brambory

## Bilance humusu, dusíku, energetická bilance a emise skleníkových plynů

Organická hmota hraje klíčovou roli pro kvalitu půdy a má velký potenciál pro ukládání uhlíku. Hnojení kompostem je způsob, jak zvýšit obsah organické hmoty v půdě. V pokusu „STIKO“ byly počítány po dobu 14 let bilance humusu, dusíku, energetické bilance a emise skleníkových plynů pomocí softwaru REPRO.

Z bilance humusu vyplynulo, že kompost v dávce 8 t ha<sup>-1</sup>/rok (C1) měl za následek pozitivní nárůst 115 kg C ha<sup>-1</sup>/rok. S 14 a 20 t kompostu na ha a rok (C2 a C3), se humus navyšoval v množství 558 a 1021 kg C ha/rok. S minerálním hnojením v dávkách 29 až 63 kg N ha/rok (N1, N2, N3), byly výsledky mírně záporné (-169 až -227 kg C ha/rok), zatímco jasný deficit humusu až -457 kg C ha/rok ukázala nehnojená varianta.



Graf 7 Rovnováha humusu (kg C.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup>). Bílé sloupce: Výsledek rovnováhy humusu. Pruhané sloupce: hodnoty půdních analýz. Varianty označené stejnými písmeny se navzájem statisticky významně neliší (p < 0,05).

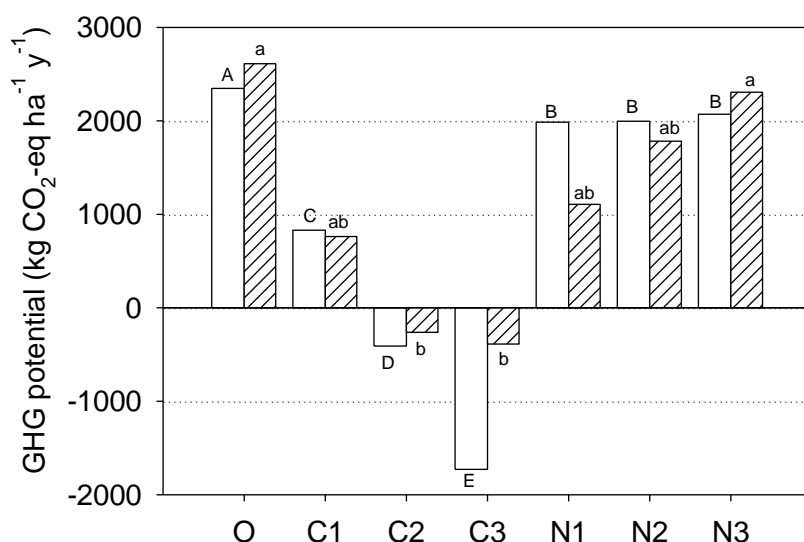
Ve srovnání s analytickým měřením půdní organický uhlík (C<sub>op</sub>) předpovídal REPRO obsah C<sub>op</sub> celkem přesně, s výjimkou hnojení vysokou dávkou kompostu, zde REPRO jasně navyšoval obsah humusu.



Bilance dusíku byla přibližně nulová u kontrolní varianty a varianty N1. Ve variantách BK1, BK2, N2 a N3 10 - 20 kg N ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup> a cca 29 kg N ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup> ve variantě BK3.

Energetická účinnost, vyjádřena v poměru výstup/vstup byla nejvyšší v kontrolní variantě, následovaná variantou BK1. Varianta minerálního hnojení N3 byla nejvíce energeticky náročná. Bilance emisí skleníkových plynů REPRO indikovala sekvestraci čistého uhlíku již u střední dávky kompostu (BK2) a čistou sekvestraci oxidu uhličitého v ekvivalentu 1700 kg CO<sub>2</sub>-eq ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup> ve variantě BK3. Minerální

hnojení přineslo čisté emise skleníkových plynů v ekvivalentu cca 2000 kg CO<sub>2</sub>-eq ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup>. Nejvyšší emise skleníkových plynů byly zjištěny u nulové varianty v důsledku degradace humusu.

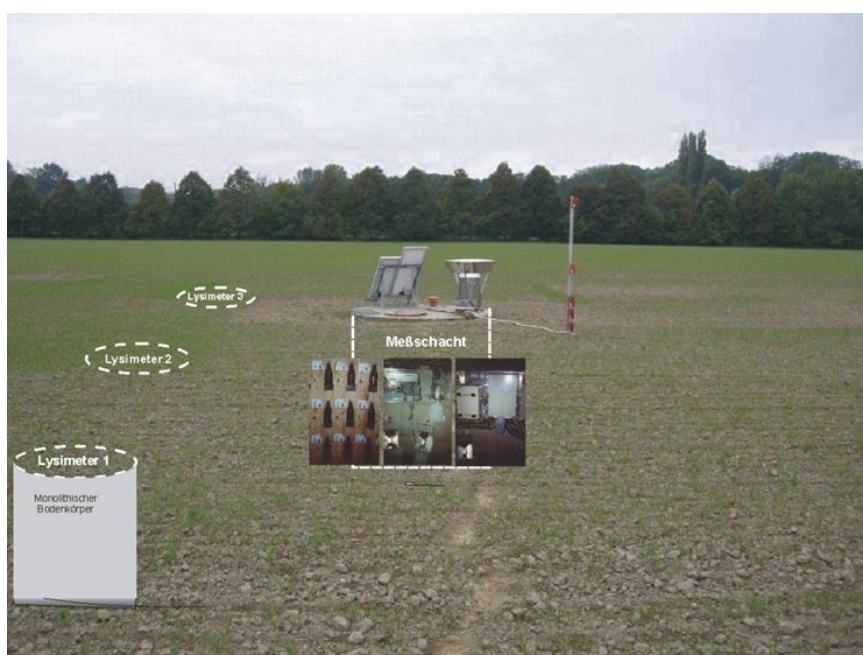


Graf 8 Rovnováha humusu (kg C ha<sup>-1</sup> rok<sup>-1</sup>). Bílé sloupce: Výsledek rovnováhy humusu. Pružované sloupce: hodnoty půdních analýz. Varianty označené stejnými písmeny se navzájem statisticky významně neliší ( $p < 0,05$ ).

Celkově lze říci, že vypočet humusové bilance a bilance skleníkových plynů metodou REPRO potvrdila pozitivní vliv hnojení kompostem na půdu zvýšením obsahu humusu a ukázala, že kompostování má potenciál pro sekvestraci C a snižování emisí skleníkových plynů.

## Vyplavování dusíku do podzemních vod

Aby bylo možné kvantifikovat vyplavování živin do podzemních vod v různých variantách hnojení, byla v roce 1996, ve spolupráci s Institutem pro zemi a výzkum hospodaření s vodou, Petzenkirchen a Ministerstvem zemědělství, lesnictví, životního prostředí a vodohospodářství, přidána k polním pokusu "STIKO" lyzimetrická stanice. Tři monolitické lyzimetry byly umístěny v blízkosti polního pokusu. Kromě toho bylo šest pozemků polního pokusu vybaveno sondami.

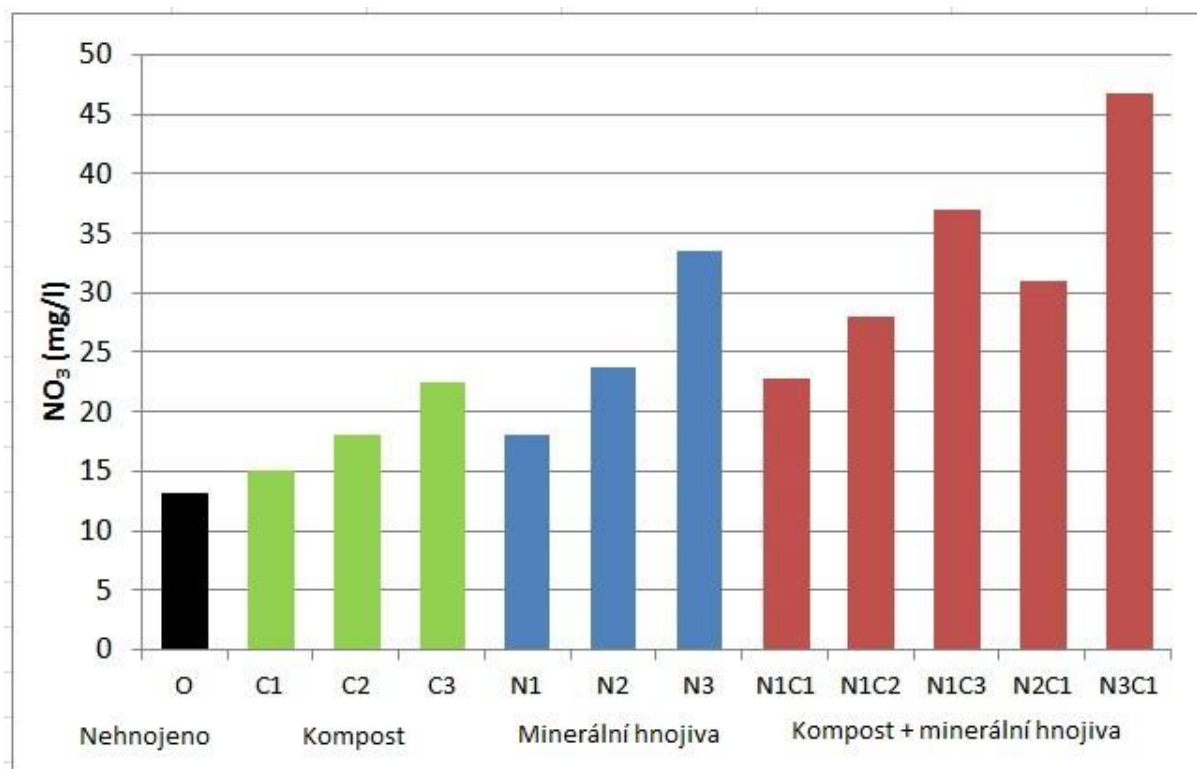


Obrázek 54 Lyzimetrická stanice

Nepřetržitě byla měřena teplota, obsah vody v půdě a potenciál vody v půdě na šesti plochách v různých hloubkách mezi povrchem půdy a 250 cm hloubky. V hloubkách 45, 60, 90 a 150 cm pod úrovní terénu, periodicky se odebíraly vzorky podzemní vody a analyzovaly se na obsah dusičnanů. Kontinuálně se měří množství výluhu a koncentrace dusičnanů v hloubce do 150 cm.

K souhrnu všech dat byl použit počítačový model SIMWASER / STOTRASIM (Stenitzer, 1988 a Feichtinger, 1998), který byl kalibrován podle měření Lyzimetrické stanice Lobau.

Je jasné, že zvýšení koncentrace dusičnanů ve výluhu se zvyšuje vstupem dusíku hnojením. Kromě toho je zřejmé, že použití minerálního dusíku má silnější vliv na koncentraci dusičnanů ve výluhu než organický dusík z kompostu.



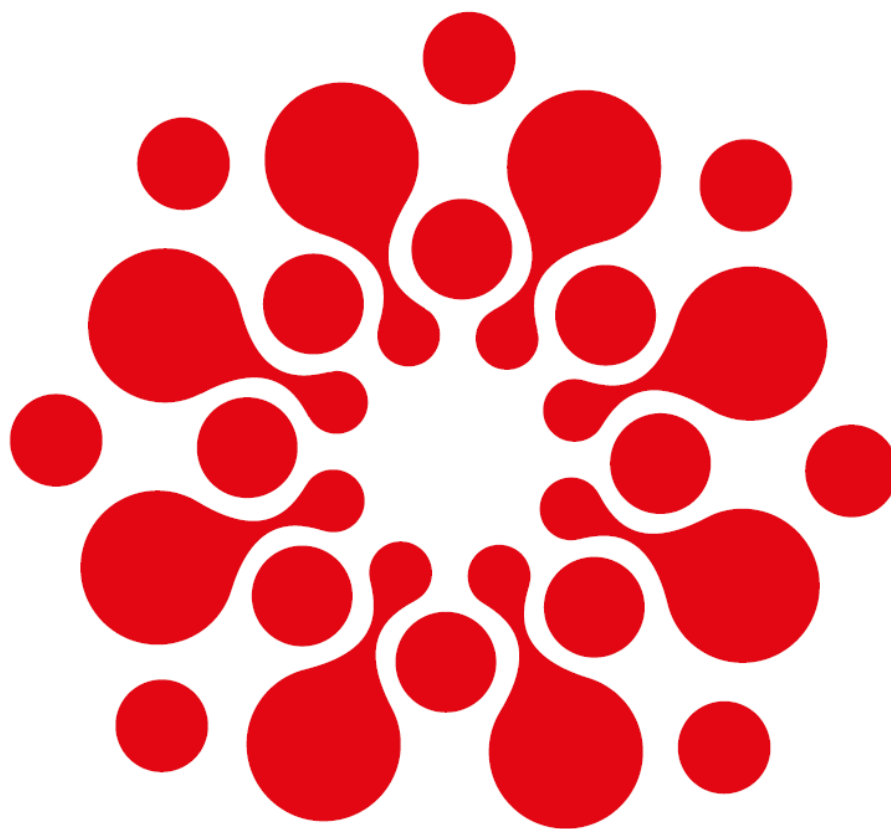
Graf 9 Koncentrace dusičnanů ve 195 cm pod povrchem půdy za období 1996-2012

Všechny varianty, s výjimkou N3 a BK1, mohou být, ve vztahu k průměrné koncentraci dusičnanů ve výluhu, klasifikovány jako podzemní vody. Všechny varianty s kompostem (BK1, BK2, BK3) splňují limitní koncentraci dusičnanů ve výluhu  $<45 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$  a všechny z nich jsou nižší než 5%, pokud jde o procentuální překračování, i když aplikace kompostu na BK3 přesahuje maximální dávky o 8 t sušiny na ha/rok (BK3) v průměru o 5 let (BMLFUW, 2010).

**Předpokládá se tedy, že v panonském klimatu aplikace kompostu na orné půdě obecně nezvyšuje koncentrace dusičnanů v podzemních vodách nad limitní hodnoty, pokud je v souladu s příslušnými pokyny.**

## Poděkování

Za finanční podporu této dlouhodobé studie děkujeme Městu Vídeň, MA 48 a Evropskému fondu pro regionální rozvoj v rámci Programu evropské územní spolupráce Rakousko-Maďarsko 2007-2013 a INTERREG Rakousko- Česká republika 2013 -2020.



7.

## **INTEKO ATCZ42**

Kompost v ekologickém zemědělství

## Přehled

Využívání kompostu z biologického odpadu o vysoké a kontrolované kvalitě v ekologickém zemědělství k výživě rostlin a hnojení se vhodné řešení zejména u farem bez chovu zvířat a z zelenářských farem.

Nejdůležitější výhodou využívání kompostu je zvýšení obsahu organické hmoty v půdě. Početné experimenty dokazují, že pravidelné hnojení kompostem vede ke zřetelnému zvýšení obsahu humusu v půdě. Rozumné aplikování kompostu (kolem 6-7 t ha<sup>-1</sup> rok<sup>-1</sup> v sušině) je obvykle postačující pro udržení hladiny humusu v půdě. Pravidelné hnojení kompostem zvyšuje množství organismů a mikrobiální biomasu v půdě a stimuluje aktivitu enzymů, čímž dochází ke zvýšení mineralizace organické hmoty a zlepšené odolnosti proti škůdcům a chorobám, což je pro ekologické zemědělství příznačné. Díky význačnému nárůstu organického uhlíku v půdě může při hnojení kompostem docházet ke snížení množství oxidu uhličitého a tím přispět ke zmírnění skleníkového efektu.

Jakmile se v průběhu několika let po aplikaci kompostu stane fosfor a draslík v kompostu téměř kompletně dostupný pro rostliny, lze celkový obsah draslíku a fosforu v kompostu započítat do bilance živin. Množství oxidu vápenatého, který je dodáván do půdy prostřednictvím menších dávek kompostu, je dostatečné pro náhradu za standardní vápnění půdy. Hnojivá hodnota dusíku v kompostu je však nižší. V průběhu prvních let aplikování kompostu se mineralizace dusíku vypočtená na základě terénních pokusů liší od -14% až po +15%. Uvolňování dusíku v následujících letech závisí na charakteristikách mineralizace, které jsou specifické dle půdy a kultivace, a bude zhruba stejné jako rozklad organické složky zeminy.

Zvýšením obsahu organické půdní hmoty dojde k výraznému ovlivnění struktury půdy – dojde ke zlepšení fyzikálních vlastností půdy jako jsou například stabilita půdních agregátů, objemová hmotnost, pórovitost, využitelná vodní kapacita a infiltrace. Zvýšená stabilita půdních agregátů chrání zeminu před zhutňováním a erozí. Snížená objemová hmotnost a zvýšené pórovitost zlepšuje provzdušnění půdy a její odvodňování. Zvýšená využitelná vodní kapacita může ochránit rostliny před suchem. Tyto vlivy postupně zlepšují úrodnost půdy. Dále zlepšují kvalitu půdy, jako jsou například zpracovatelnost půdy, odolnost proti erozi, vododržnost a funkce půdy, které jsou podstatné pro tvorbu výnosu zejména v ekologickém zemědělství, kde deficit ve struktuře půdy nemůže být kompenzován minerálním hnojením.

Při používání kompostu o vysoké kvalitě, jako je například kompost specifikovaný Nařízením EU č. 2092/91 je riziko akumulování těžkých kovů v půdě velmi nízké. Mineralizace dusíku z kompostu

probíhá relativně pomalu a prakticky nejsou známy žádné zprávy o nekontrolovatelném vyluhování dusíku. Z tohoto důvodu nepředstavuje hnojení kompostem žádné riziko eutrofikace podzemní vody.

Koncentrace perzistentních organických znečišťujících látek (PAH, PCB, PCDD/F) v kompostech o vysoké kvalitě je obvykle podobná jako v běžných půdách. Rovněž celková hygiena, zdravotní stav rostlin a plevely nepředstavují problém, pokud jsou využívány kvalitní komposty vyrobené za dodržení správné technologie.

Většina studií konstatuje přínos pozitivních efektů kompostu z biologického odpadu. Nicméně vliv aplikování kompostu z biologického odpadu v menších dávkách je rozpoznatelný až po několika letech. Vliv je však závislý nejen na faktorech, které určují mineralizace živin z půdy a kompostu, ale i na faktorech ovlivňujících výnos, jako jsou například požadavky na živiny a vhodnost osevního postupu. Plodiny s delšími periodami růstu mohou lépe využít kompost. Mnoho zelenin reaguje příznivě na hnojení kompostem, často hned po jeho prvním aplikování.

Při hnojení kompostem obvykle není ovlivněna kvalita obilovin a lehce pozitivně je ovlivněna kvalita zelenin.



## Úvod

Využívání kompostu v zemědělství představuje způsob, jak udržet nebo obnovit kvalitu půdy díky vynikajícím vlastnostem humifikovaných organických složek obsažených v kompostu. Mezi hlavní výhody využívání kompostu patří zlepšení úrodnosti půdy, struktury a pórovitosti půdy, vododržnosti, hnojivá hodnota kompostu obsahujícího dusík, fosfor, draslík, vápník a další živiny, zvýšení mikrobiální biomasy a aktivity mikrobiální populace a potlačení výskytu chorob rostlin.

Ekologičtí farmáři nevyužívají syntetická hnojiva a pesticidy, ale snaží se o podporu ekologických procesů, které zlepšují výživu rostlin, a současně chrání půdu a vodní zdroje. Udržení a zlepšování kvality a úrodnosti půdy patří mezi základní požadavky ekologického zemědělství (Nařízení EU č. 2092/91).

I když se ekologičtí farmáři snaží o udržení uzavřeného koloběhu živin na svých farmách, existují v ekologickém zemědělství i takové farmy, jako jsou například farmy bez chovu zvířat nebo zelinářské farmy, na kterých je obtížné udržovat obsah humusu v půdě. Pro takové farmy a dále i pro farmy, na kterých nelze napravit deficit některých živin pomocí agrotechnických opatření jako je například zelené hnojení nebo použití jetelovin a luskovin, může být využití kompostu z biologického odpadu o vysoké kvalitě schůdnou alternativou.

V ekologickém zemědělství lze využívat pouze následující typy kompostů (v souladu s nařízením EU č. 2092/91): komposty z organických materiálů pocházejících z ekofaremu jsou povoleny bez omezení.

Ostatní komposty, jako ty uvedené níže, mohou být aplikovány pouze v případě, že přiměřené výživy rostlin nebo úpravy půdy nelze dosáhnout jinou metodou, než které jsou uvedeny v příslušném nařízení EU. Nutnost použití takových kompostů musí být odsouhlasena kontrolním orgánem.

- komposty ze zvířecích exkrementů (zákaz použití z intenzivních chovů, tj. podniků kde je vyšší zatížení půdy chovem zvířat než 170 kg N/ha/rok a z bezstelivových chovů kde zvířata nemají pořístup na pevné, stlané lože a klecových chovů)
- komposty ze směsí biomasy rostlin
- komposty ze dřeva a kůry, které nebyly chemicky ošetřeny po kácení
- komposty z tříděného komunálního odpadu, který je produkován v uzavřeném a kontrolovaném sběrném systému a který nepřekračuje následující omezení pro těžké kovy (v mg/kg suché hmoty):  
Cd 0.7, Cu 70, Ni 25, Pb 45, Zn 200, Hg 0.4, Cr<sub>tot</sub> 70, Cr (VI) 0.

(Nařízení EU č. 2092/91; společný text je k dispozici na



<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/site/en/consleg/1991/R/01991R2092-20070101-en.pdf>).

Cílem této studie je shrnout informace o využití kompostu v ekologickém zemědělství, které jsou dostupné v odborných publikacích. Bohužel však v oblasti využití kompostu z biologického odpadu v ekologickém zemědělství nebylo provedeno mnoho experimentů. Z těchto důvodů byly využity i výsledky získané v podmínkách konvenčního zemědělství.

Jedním z mála experimentů s kompostem z biologického odpadu v ekologickém zemědělství je terénní pokus „STIKO“, který provedla Bio Forschung Austria. Cílem experimentu jehož počátek se datuje k roku 1992 je prozkoumat vliv hnojení kompostem z biologického odpadu na zvýšení výnosů a na prostředí jako odborná podpora pro projekt Využití biologického odpadu ve Vídni – Program ekologického zemědělství. Ve Vídni je komunální odpad a odpad ze zahrad tříděn a následně kompostován a vzniklý kompost je využíván na zemědělských půdách v okolí Vídně. V roce 1998 byl projekt pro Využití biologického odpadu a Ekologické zemědělství vyhodnocen Programem OSN pro lidská sídla jako jeden z nejlepších příkladů pro „celosvětové využití“ a je uveden v databázi nejlepších praktik.

## Prospěšné vlivy používání kompostu

### Organická složka zeminy

Pravděpodobně nejdůležitější výhodou používání kompostu je zvýšení obsahu organické hmoty v půdě. Většina orné půdy obsahuje pouze 2 až 4% organické hmoty. Organická půdní hmota nezajišťuje jen schopnost půdy zadržovat živiny a vodu. Má klíčovou roli ve formování a stabilizaci struktury půdy a její zpracovatelnosti propustnosti pro vodu a odolností proti erozi. Je zdrojem nejen dusíku, síry a fosforu, ale rovněž zlepšuje přístupnost téměř všech živin, ať jsou již dodány do půdy jako hnojivo nebo z mineralizace matečního substrátu. Podporuje zdraví půdního ekosystému, stimuluje organizmy, které mají své místo v koloběhu uhlíku, a chrání rostliny před chorobami a *nákazami* (WEIL AND MAGDOFF, 2004).

Koncentrace organické půdní hmoty je primárně odvislá od klimatu (teplota a srážkovitost), struktury půdy (obsah jílu) a vodopropustnosti (provzdušnění půdy). Střídání plodin a správný osevňovací postup obvykle hrají malou, avšak důležitou roli (SHEPHERD ET AL., 2002). Akumulace organické hmoty v půdě je maximální, jakmile rozdíl mezi roční produkcí biomasy rostlin a množstvím organické hmoty které je ročně rozloženo dosáhne svého maxima. Nízké roční teploty zpomalují rozklad organické

hmoty mnohem více než jejich produkci rostlinami. V určitých mezích platí, že zvýšení srážek způsobí zvýšení růstu plodin a snížení rozkladu jejich biomasy; z tohoto důvodu je obsah organické hmoty v půdě v pozitivní korelaci s množstvím srážek za rok. Pokud jsou environmentální faktory obdobné, půdy s vyšším obsahem jílu (těžší) inklinují k vyšší akumulaci organického uhlíku (WEIL AND MAGDOFF, 2004).

Téměř všechny dusík a značná část fosforu a síry, které se nachází v půdě, jsou obsaženy v půdní organické hmotě. Organická půdní hmota slouží jednak jako základní dlouhodobý a rovněž jako primární krátkodobý zdroj. Živiny v půdním humusu jsou mikroorganismy transformovány do podoby přijatelné pro rostliny. Humus zásadním způsobem ovlivňuje fyzikální vlastnosti půdy. Podporuje formování stabilní struktury půdy, která zlepšuje vododržnost a provzdušnění půdy. Humusové látky tlumí půdní reakci. Tmavá nejsvrchnější vrstva zeminy (zabarvení je způsobeno přítomností humusových látek) podporuje zahřívání půdy na jaře a tím prodlužuje vegetační období. Vysoký obsah humusu rovněž umožňuje obdělávání vlhké půdy aniž by docházelo k jejímu ztuhování (GOLUEKE, 1975; SCHACHTSCHABEL ET AL., 1998; STEVENSON, 1982; WEIL AND MAGDOFF, 2004).



Půdní organická hmota je vystavena biochemickému rozkladu a transformaci, takže velká část čerstvé biomasy je kompletně rozložena v průběhu jednoho roku. Zbývá část pak vykazuje velkou stabilitu, takže zůstane v půdě po mnoho následujících let. Nicméně některé funkce půdního humusu nevyplývají z dlouhodobé stability některých složek půdního humusu, ale neustálých přeměn a metabolických produktů půdních organismů s krátkou životností. Udržení velkého množství aktivní mikrobioty v půdě, která například mineralizuje dusík a mobilizuje ostatní živiny, závisí na průběžném přísunu organického materiálu (SAUERBECK, 1992). Relativně malá část organické hmoty půdy

s poločasem rozpasu měřeném na měsíce nebo několik let odpovídá za většinu biologických funkcí v půdě a představuje velice důležitou roli v udržování kvality půdy. Dobře rozložitelná část organických látek v půdě poskytuje palivo, které pohání potravinový řetězec v půdě (WEIL AND MAGDOFF, 2004).

Skutečný vliv, který má organická hmota na téměř všechny vlastnosti půdy, staví systém hnojení na farmách za základ pro udržitelnou zemědělskou produkci. Obecně se předpokládá, že něco mezi 1 a 5% organické složky zeminy (v závislosti na druhu a intenzitě kultivace půdy) je ročně mineralizováno zemědělských ekosystémech mírného klimatického pásma. Aby byla hladina půdního humusu udržena, musí být každý rok do půdy přidáno alespoň stejné množství organické hmoty jaké se rozloží.

Kompost má vysoký obsah organické hmoty (ZETHNER ET AL., 2000) a organická hmota kompostu je vysoce humifikovaná a její poměr C/N je obdobný jako u půdního humusu (DIEZ AND KRAUSS, 1997; SMIDT AND TINTNER, 2007). Z tohoto důvodu má kompost vysokou hodnotu z hlediska reprodukce humusu (VDLUFA, 2004; LEITHOLD ET AL., 1997; KOLBE, 2007).

Nespočetné experimenty ukazují, že pravidelné hnojení kompostem vede k podstatnému zvýšení obsahu humusu v půdě. Taková zvýšení byla dokázána při polních pokusech s dobou trvání od 1 do 28 let při dávkách kompostu o množství od 6 do 90 t ha<sup>-1</sup>, které probíhaly na různorodých půdních typech (AICHBERGER AND WIMMER, 1999; ALIN ET AL., 1996; BUSINELLI ET AL., 1996; CORTELLINI ET AL., 1996; DIEZ AND KRAUSS, 1997; HARTL AND ERHART, 2005; ILLERA ET AL., 1999; STÖPPLER-ZIMMER AND PETERSEN, 1997; TIMMERMANN ET AL., 2003).

DIEZ AND KRAUSS (1997) zaznamenal zvýšení obsahu půdního humusu o 0.42 % a 0.52 % při roční dávce 4.4 t ha<sup>-1</sup> (14.8 t ha<sup>-1</sup> (4.4 t ha<sup>-1</sup> sušiny kompostu) v 20-letých polních pokusech které probíhaly ve vlhkém klimatu v Bavorsku (Německo). Osevní postup zahrnoval cukrovou řepu/brambory, pšenici a ječmen. Zvýšení obsahu humusu bylo více patrné na štěrkovitých než na hlinitých půdách.

U tříletého polního pokusu který proběhl v blízkosti města Kassel (Německo), došlo ke zvýšení obsahu humusu o 1.15 % v hlinité půdě s vysokým podílem prachových částic a o 0.37 % v písčité půdě. V průběhu těchto pokusů bylo aplikováno celkové množství 300 t ha<sup>-1</sup> (čistá hmotnost) kompostu z biologického odpadu (STÖPPLER-ZIMMER AND PETERSEN, 1997).

TIMMERMANN ET AL. (2003) provedl šest polních pokusů s kompostem z biologického odpadu s dobou trvání 5 a 8 let, které proběhly většinou na hlinité půdě ve městě Baden-Württemberg (Německo), přičemž bylo použita rotace plodin kukuřice – pšenice – ječmen. Při ročním dávce kompostu z biologického odpadu o množství 6-7 t/ha (suchá hmotnost) se obsah humusu v půdě zvýšil o 0.2 – 0.5 %.

CLARK ET AL. (1998) zkoumal změny množství půdy v průběhu přeměny z konvenčního na ekologické zemědělství na prachovité hlinité půdě v Sacramento Valley (USA). Organické ošetření

přijalo 4-7 t ha<sup>-1</sup> (suchá hmotnost) kompostovaného hnojiva každý druhý rok a zbytky úrody vikve každý čtvrtý rok. Po osmi letech se celkový obsah uhlíku v půdě zvýšil při ekologickém zemědělství o 0.8 % oproti konvenčnímu ošetření.

Experiment DOK ve městě Therwil (Švýcarsko) porovnává, kromě jiného, hnojení kompostovaným hnojem v dávce která odpovídá zatížení 1.4 VDJ/ha v biodynamickém zemědělství s konvenčním minerálním hnojením na hlinitopísčité ilimerizované půdě. Střídání plodin zahrnovalo brambory + zelené hnojivo, pšenici + meziplodina, zelí/řepa, ječmen a 2 – 3 roky travního jetele. Po 21-letém hnojení kompostem byl obsah půdního humusu o 0.32% vyšší než při minerálním hnojení a o 0.53% vyšší než bez hnojení (FLIESSBACH ET AL., 2007). I když bylo v osevním postupu zahrnuto dostatek zeleného hnojení, mezipločin a jetelotrav, hnojení kompostem podstatně zvýšilo obsah půdního humusu.

Při experimentu STIKO, který prováděla Bio Forschung Austria, bylo hnojení kompostem z biologického odpadu srovnáváno s konvenčním minerálním hnojením a s nehnojenou kontrolou na nivní hlinité půdě v blízkosti Vídně (Rakousko). Experiment zahrnoval tři aplikace kompostu (při průměrných ročních dávkách 6, 11 a 16 t ha<sup>-1</sup> v sušině v průměru 10 let), tři aplikace minerálních hnojiv (dávky 25, 40,5 a 55,9 kg N ha rok<sup>-1</sup> v průměru deseti let), pět kombinací organických a minerálních hnojiv. V osevním postupu se střídaly obilniny s bramborami jednou za čtyři roky. S výjimkou hnojení minerálními hnojivy a kombinací byl pokus prováděn v souladu s Nařízením EU č. 2092/91 pro ekologické zemědělství. V průběhu pokusu bylo použito kompostu z výroby kompostu ve Vídni. Kompost je vyráběn z tříděného organického komunálního odpadu a skládkové odřezky v poměru 2:3. Kompost je produkován technologií kontrolovaného kompostování na volné ploše s použitím standardního překopávače kompostu. Kompostovací proces trvá 4-6 měsíců.

Po deseti letech se obsah půdního humusu při hnojení kompostem zvýšil o 0.09 – 0.30 %, přičemž při minerálním hnojení se obsah humusu nezměnil, tj. obsah humusu byl stejný jako na počátku experimentu. Bez jakéhokoliv hnojení ztratila půda 0.28 % humusu (HARTL AND ERHART, 2005).

Při krátkodobých pokusech (tříletých) při aplikování malých dávek (24 a 30 t ha<sup>-1</sup> rok<sup>-1</sup> kompostu) nebylo pozorováno žádné výraznější zvýšení obsahu půdního humusu na hnědé půdě (EBERTSEDER ET AL., 1997), písčitém podzolu a kyselé půdě (BOISCH, 1997).

Z těchto závěrů experimentů lze obecně dovodit, že u středně těžkých půd v mírných klimatických podmínkách jsou střední dávky kompostu (kolem 6-7 t ha<sup>-1</sup> rok<sup>-1</sup> sušiny) obvykle postačující pro udržení hladiny půdního humusu.

## Složení humusu, mikrobiologie zeminy a půdní fauna

Odhlédneme-li od vlivu hnojení kompostem na celkový obsah humusu v půdě, dochází rovněž k ovlivnění složení půdní organické hmoty. Aplikací kompostu došlo ke zvýšení obsahu huminové frakce přibližně o 50% u půd zkoumaných ve studii (FLIEßBACH ET AL., 2000). Mikrobiální biomasy C a N v půdě organických systémů byly vyšší. To je vysvětleno jako zvětšené rozkládání snadno přístupné lehké frakce organické složky zeminy, které ukazuje na účinnější využití organické složky rozsáhlou a různorodou mikrobiální biomasou (FLIEßBACH AND MÄDER, 2000; MÄDER ET AL., 2002). Druh pěstovaných rostlin a pestrost osevního postupu a posklizňových zbytků, které zapravovány do půdy, mohou ovlivnit početnost a různorodost organismů, které vytváří půdní společenství (platí i opačně) (WEIL AND MAGDOFF, 2004).

Pravidelné organické hnojení (kompostu) zvyšuje mikrobiální biomasu v půdě a stimuluje aktivitu enzymů (FLIEßBACH AND MÄDER, 2000; LALANDE ET AL., 1998, PASCUAL ET AL., 1997; SCHWAIGER AND WIESHOFFER, 1996; SERRA-WITTLING ET AL., 1995), což vede ke zvýšené mineralizaci organické hmoty a zvýšené odolnosti rostlin proti škůdcům a chorobám. Jestli zajistíme dodatečný zdroj živin, kompostové hnojení zvyšuje množství žížal a biomasy (KROMP ET AL., 1996; MÄDER ET AL., 2002; PFOTZER AND SCHÜLER 1999).

## Kationtová výměnná kapacita

Negativně nabitě částice půdy, jako jsou například jílové minerály a humusové látky, jsou schopné poutat kationty. Poutané kationty jsou udržovány ve stavu, ve kterém nemohou být vyplavovány, ale mohou vstupovat do půdního roztoku výměnou za jiné kationty. Tato zásoba živin umožňuje půdě udržovat živiny v koloběhu půda – rostlina nebo alespoň snížit jejich ztrátu do okolních ekosystémů (jako jsou povrchové toky a nádrže nebo podzemní voda). Celkové množství vyměnných kationtů se nazývá kationtová výměnná kapacita, přičemž kapacita výměny kationtů je u organické půdní hmoty  $2 \text{ mmol}_c \text{ g}^{-1}$ , u jílu  $0.5 \text{ mmol}_c \text{ g}^{-1}$  a u bahna kolem  $0.1 \text{ mmol}_c \text{ g}^{-1}$  (SCHACHTSCHABEL ET AL., 1998).

Při experimentu STIKO byla kapacita výměny kationtů téměř přímo úměrná s obsahem humusu v půdě a zvyšovala se lineárně s množstvím organické hmoty dodané do půdy kompostem. Při srovnání s nehnojenou kontrolou se kapacita výměny kationtů při hnojení kompostem zvýšila o 3 - 7 %. Při pouze minerálním hnojení, je kapacita výměny kationtů stejná jako u nehnojené kontroly. V druhém experimentu, kde bylo v průběhu šesti let aplikováno celkové množství  $130 \text{ t ha}^{-1}$  kompostu při různém

dávkování a intervalech, se kapacita výměny kationtů zvýšila o 4 – 10 % v korelaci se zvýšením obsahu humusu (HARTL AND ERHART, 2003).

Rovněž BUSINELLI ET AL. (1996) zaznamenal podstatný nárůst kationtové výměnné kapacity v experimentu, který trval šest let, na jílovito-hlinité půdě v blízkosti města Perugia. Stejné hodnoty zjistil FROHNE (1990) po jediném aplikaci 240 t ha<sup>-1</sup> kompostu z biologického odpadu na zhutněné ilimerizované půdě na spraši.

### Globální oteplování

Díky podstatnému nárůstu obsahu organického uhlíku v půdě dochází k tomu, že hnojení kompostem omezuje tvorbu oxidu uhličitého v půdě a tím přispívá k zmírnění skleníkového efektu.

Například STIKO experiment, který provedla Bio Forschung Austria, dokázal, že u nehnojené kontroly došlo ke snížení emisí uhlíku o 6,250 kg C ha<sup>-1</sup> v průběhu deseti let. U hnojení kompostem bylo 1,900 až 6,500 kg ha<sup>-1</sup> organického uhlíku uloženo v půdní organické hmotě, což odpovídá 10-19% organického uhlíku aplikovaného v kompostu.

### Půdní reakce (pH)

Aplikace organické hmoty do půdy může vést ke zvýšení nebo ke snížení hodnoty pH a to v závislosti na tom jak je ovlivněna rovnováha protonů. Ta závisí na chemických vlastnostech půdy a aplikované organické hmoty, vlhkosti půdy vodním režimem apod. (Amlinger et al., 2006).

Aplikace organické hmoty vede u kyselých půd obvykle k čistému zvýšení pH, což je způsobeno

- uvolněním kovových kationtů z komplexních vazeb
- mineralizace organického dusíku
- denitrifikace

Aplikace organické hmoty může u alkalických půd snížit hodnotu pH, obzvláště pokud se jedná o půdy podmaččené nebo půdy s promyvným vodním režimem

- mineralizace organické složky
- mineralizace a nitrifikace organického dusíku
- vyluhování mineralizovaného a nitrifikovaného organického dusíku
- oddělení organických ligandů

- oddělení CO<sub>2</sub> v průběhu rozkladu (Amlinger et al., 2006).

Hodnota pH kompostu z biologického odpadu je obvykle kolem 7,5 – 7,8 (Timmermann et al., 2003; Vogtmann et al., 1993a; Zethner et al., 2000). Nespočetné terénní pokusy dokazují, že hodnota pH půdy se zvyšuje po hnojení kyselých a slabě kyselých půd kompostem (Alin et al., 1996; Hue et al., 1994; Timmermann et al., 2003) (Alföldi et al., 1993; Diez and Krauss, 1997; Ebertseder et al., 1997; Stöppler-Zimmer and Petersen, 1997; Timmermann et al., 2003).

V neutrálních a slabě alkalických půdách obvykle nedochází ke změně hodnoty pH (Diez and Krauss, 1997; Erhart et al., 2002; Timmermann et al., 2003). V experimentu STIKO, který provedla Bio Forschung Austria, byla hodnota pH půdy 7,2 po deseti experimentálních letech bez ohledu na její hnojení (celková maximální dávka kompostu byla 180 t ha<sup>-1</sup> sušiny).

Množství oxidu vápenatého, který byl aplikován do půdy v menších dávkách kompostu, je dostatečné pro udržení nebo mírné zvýšení hodnoty pH a může nahradit standardní vápnění půdy.

## Dusík

V průměru obsahuje kompost z biologického odpadu celkem 11,5 – 16,4 g kg<sup>-1</sup> dusíku (TIMMERMANN ET AL., 2003; VOGTMANN ET AL., 1993a; ZETHNER ET AL., 2000), který je přítomný většinou v organických směsích podobných humusu. Více než 90 % celkového množství dusíku v kompostu je vázáno v organických látkách (AMLINGER ET AL., 2003a). Něco mezi 30 a 62 % celkového množství dusíku v kompostu vyrobeného z biologického odpadu je přítomné v humusových kyselinách (SMIDT AND TINTNER, 2007).

Z tohoto důvodu není velká část dusíku, která je přítomná v kompostu, okamžitě přístupná pro rostliny, ale může být do určitého stupně mineralizována a následně využita rostlinami nebo vázána, denitrifikována a / nebo vyluhována. Mineralizace dusíku v kompostu je ovlivněna stejnými faktory, které ovlivňují mineralizaci organického dusíku v půdě. Mezi faktory které určují vlastnosti kompostu patří také obsah uhlíku a dusíku v kompostu, poměr dusíku a uhlíku a biologická rozložitelnost uhlíku v kompostu. Biochemické složení, jako je například obsah rozpustného uhlíku, celulózy a ligninu, hraje podstatnou roli při mineralizaci (GAGNON AND SIMARD, 1999, MARY ET AL., 1996). Například organický dusík v kompostu, který pochází z rostlinných pletiv, byl mnohem více odolný vůči mineralizaci než

organický dusík, který pocházel z živočišných tkání (CANALI ET AL., 2003). Mezi faktory, které mají vliv na lokaci, patří struktura půdy, hodnota pH a klima.

Míra mineralizace dusíku v kompostu lze určit buď pomocí inkubačního testu nebo na základě absorpce dusíku rostlinami v nádobě nebo na základě polního pokusu. U inkubačního testu s použitím kompostů z různých zdrojů a s různou zralostí byla zaznamenána míra mineralizace dusíku od -30,3 % do +14,3 % (CHODAK ET AL., 2001; GAGNON AND SIMARD, 1999, HADAS AND PORTNOY, 1997, SIEBERT ET AL., 1998). U nádobového pokusu kde byla použita zemina s kompostem, se míra mineralizace dusíku pohybovala od 2-15 % (HARTZ AND GIANNINI, 1998, IGLESIAS-JIMÉNEZ AND ALVAREZ, 1993, SCHERER ET AL., 1996).

U polních pokusů je mineralizace rovněž ovlivněna zpracováním půdy a kultivací plodin, a interakcemi mezi rostlinou a půdou. Příjem dusíku u polních plodin závisí rovněž na požadavcích rostliny na dusík a na dynamice příjmu dusíku. Z těchto důvodů se mineralizace dusíku vypočtená na základě výsledků polních pokusů liší od -14 % až do +15 % (BRANDT AND WILDHAGEN, 1999; VON FRAGSTEIN AND SCHMIDT, 1999; GAGNON ET AL., 1997; HARTL AND ERHART, 2005; NEVENS AND REHEUL, 2003). K vysoké míře mineralizace dusíku a uvolnění dusíku dochází v případech použití snadno rozložitelného kompostu s vysokým obsahem dusíku a nebo plodiny, která mají vysoké požadavky na živiny a delší dobu růstu, přičemž nezralé komposty a komposty s nízkým obsahem dusíku obvykle vykazují nízké míry mineralizace dusíku a obnovy dusíku.

V experimentu STIKO, ve kterém byl aplikován kompost z biologického odpadu v množství 9, 16 a 23 t ha<sup>-1</sup> rok<sup>-1</sup> (průměr doby deset let), byl poměr obnovy dusíku v rostlinách, které byly pěstovány v rámci desetiletého experimentu, 7, 4 a 3 % z celkového množství dusíku aplikovaného kompostem (Hartl and Erhart, 2005).

Následně pak zbývající část dusíku a humusu kompostu přechází do půdního humusu. Z tohoto důvodu je z dlouhodobého hlediska míra mineralizace této části dusíku stejná jako u půdní organické hmoty.

Uvolňování dusíku se v průběhu prvního roku po aplikování kompostu pohybovala mezi 2.6 % (průměrná hodnota minimální hodnoty) a 10.7 % (průměrná hodnota maximální hodnoty sestavená pomocí mnoha terénních pokusů); Amlinger et al., 2003b). Z tohoto důvodu lze 5% dusíku kompostu považovat za dusík dostupný pro rostliny už v průběhu prvního roku. Uvolňování dusíku v následujících letech bylo závislé na mineralizačních vlastnostech půdy na daném stanovišti a použité technologii zpracování půdy a pohybovala se mezi 2-3 % z celkového množství dusíku aplikovaného v kompostu (Amlinger et al., 2003).



Jednou ze strategií hnojení u plodin náročných na dusík tedy může být aplikace kompostu k luskovinám jako předplodině. Posklizňové zbytky luskovin se rychle rozkládají a poskytují tak potřebný dusík, přičemž kompost se rozkládá mnohem pomaleji a přispívá spíše k budování organické hmoty v půdě. Aplikování kompostu k luskovinám nebo k luskovinoobilným směskám zajistí, že luskovina funguje jako regulátor dusíku uvolňování dusíku z kompostu (Lynch et al., 2004). Inkorporování zbytků s různými poměry dusíku a uhlíku může vést k včasné mineralizaci dostupného kompostového dusíku, který je následně vstřebáván rostlinami.

Sanchez et al. (2001) zjistil, že mineralizace dusíku byla zřetelně vyšší v systému hnojení, ve kterém byly aplikovány zbytky různých plodin a kompost, než u systému konvenčního pěstování obilnin, na kde byla aplikována pouze minerální hnojiva. Rovněž Drinkwater et al. (1998) dokázal, že hnojení různorodými zbytky, jejichž biochemické složení je odlišné, může výrazně navýšit obsah půdního uhlíku a současně splnit požadavky rostlin na dusík.

Na druhé straně však může aplikace kompostu k luskovinám potlačit nadbytečný uvolňování dusíku, což vede ke snížení rizika jeho vyplavení dusíku (Lynch et al., 2004). Aplikace vyzrálého kompostu z biologického odpadu v dávce 20 – 25 t ha<sup>-1</sup> ještě před zaoráním vojtěšky ovšem ke snížení koncentrace dusíku v půdě v průběhu následujícího zimního období nevedla (Hartl et al., 1996).

Organické zdroje dusíku, jako jsou například statková hnojiva, komposty nebo vikvovité plodiny, mohou poskytnout dostatečné množství dusíku pro rostliny s dlouhou vegetační dobou, přičemž hladina dostupného dusíku zůstává po většinu vegetačního období relativně nízká. Mineralizace dusíku z organických zdrojů může ovšem zaostávat za potřebami ranných plodin s krátkou vegetační dobou a navíc může pokračovat i v průběhu podzimu po sklizni hlavní plodiny. Pro ranné plodiny s krátkou vegetační dobou je tedy dodání potřebného množství dusíku ve formě rychle rozložitelných hnojiv s úzkým poměrem C/N a použití meziplodin pro eliminaci nadměrného vyplavování dusíku v posklizňovém období (Magdoff and Weil, 2004).

V důsledku velkého obsahu organické hmoty dochází obvykle při hnojení kompostem k podstatnému nárůstu obsahu celkového dusíku v půdě. Takové nárůsty byly zaznamenány u mnoha polních pokusů, které probíhaly na různých stanovištích a na různých druzích půdy (Alin et al., 1996; Businelli et al., 1996; Cortellini et al., 1996; Diez and Krauss, 1997).

V experimentu STIKO se obsah organického dusíku v půdě výrazně zvýšil (o 2,22 g kg<sup>-1</sup> na začátku experimentu a až o 2.30 do 2.38 g kg<sup>-1</sup> po deseti letech experimentu při aplikování středních a vysokých dávek kompostu) (Hartl and Erhart, 2005).

## Vyplavování dusíku

Na jednu stranu je v ekologickém zemědělství potenciál zvýšené mineralizace, která vyplývá ze zvýšení celkového obsahu dusíku v půdě, žádoucí a nezbytný pro dostatečnou vyživu plodin, na druhé straně však znamená riziko zvýšeného vyplavování dusíku do podzemní vody.

Několik experimentů, které proběhly na různých druzích půdy a při různých klimatických podmínkách, ukázalo, že při hnojení kompostem byly obvykle stejné nebo nižší ztráty vyplavením dusíku než u srovnatelného minerálního hnojení.

V tříletém polním pokusu při pěstování zeleniny na písčité půdě a nízkou hladinou spodní vody byla měřena koncentrace dusíku ve podzemní vodě (MAYNARD, 1993). Koncentrace dusíku v podzemní vodě byla nižší při nojení kompostem při ročních dávkách 56 a 112 t ha<sup>-1</sup> ve srovnání s pouze minerálním hnojením. V průběhu tříletého polního pokusu s kompostem z biologického odpadu na podzolové glejové půdě a ilimerizované půdě v severním Německu nedošlo při celkové dávce 26 a 42 t kompostu ha<sup>-1</sup> ke zřetelnému zvýšení obsahu dusíku v půdní vodě (BOISCH ET AL., 1993). Koncentrace dusíku v půdní vodě v polním pokusu který proběhl na ilimerizované půdě ve Švýcarsku s použitím kompostu z bioodpadu, organického hnojiva a minerálního hnojiva, byla rovněž obdobná při všech typech ošetření půdy (BERNER ET AL., 1995).

Při hnojení kompostem v dávkách 43 a 86 t ha<sup>-1</sup> nebyly v prvním roce po aplikaci koncentrace dusíku výrazně odlišné od koncentrace dusíku u nehnojené kontroly (PARDINI ET AL., 1993). V průběhu druhého roku, kdy nebylo aplikováno žádné hnojivo, byly ztráty vyplavením NO<sub>3</sub><sup>-</sup> u půdy hnojené minerálním hnojivem vyšší o 300% oproti půdám, na kterých byl aplikován pouze kompost. U pěti různých režimů hnojení se celkové ztráty vyluhováním dusíku na lyzimetrech s písčitou zeminou snížily, a to v pořadí minerální hnojení, hnojení pomocí kompostu, nehnojená kontrola a kompost z bioodpadu (LECLERC ET AL., 1995). Malé lyzimetry byly v průběhu šesti let hnojeny kompostem z různých zdrojů (JAKOBSEN, 1996). Při testování reziduálního efektu v průběhu sedmého roku, kdy neprobíhalo žádné hnojení, byly ztráty vyplavením NO<sub>3</sub><sup>-</sup> vyšší u lyzimetrů s kompostem. Nicméně po novém hnojení, byly ztráty vyluhováním NO<sub>3</sub><sup>-</sup> v lyzimetrech s kompostem nižší než u těch, na které bylo aplikováno minerální hnojivo.

V průběhu experimentu STIKO (v roce 1996) bylo šest variant vybaveno sondami a sacími nádobami. V tomto experimentu bylo zjištěno, že nedochází ke zvýšení vyplavování dusíku do podzemní vody ani po 11 letech hnojení kompostem v dávkách 23 t ha<sup>-1</sup> rok<sup>-1</sup>, což odpovídá roční dávce 205 kg N<sub>t</sub> ha<sup>-1</sup> ve srovnání s minerálním hnojením. Ani intenzivní mineralizace dusíku v průběhu

čtyřměsíčního úhorování nezpůsobila zřetelné rozdíly mezi jednotlivými způsoby hnojení půdy (ERHART ET AL., 2007).

Výsledky těchto experimentů ukazují, že hnojení kompostem nepředstavuje za normálních okolností žádné riziko eutrofikace podzemní vody. Mineralizace dusíku z kompostu probíhá relativně pomalu a prakticky nejsou známy žádné zprávy o náhlých, ekologicky problematických vzestupech koncentrace minerálního dusíku v půdě a nekontrolovatelném vyplavování dusíku.

## Fosfor

Koncentrace fosforu v kompostu z biologického odpadu se standardně pohybují mezi 2,7 a 4,0 g.kg<sup>-1</sup> (Timmermann et al., 2003; Vogtmann et al., 1993a; Zethner et al., 2000). Na jedné straně, kompost obohacuje půdu o fosfor pomocí přímého dodání do půdy, neboť 20-40% fosforu je okamžitě přístupné pro plodiny (Vogtmann et al., 1993a). Organický fosfor v kompostu z rostlinných materiálů je snadno rozložitelný a uvolňuje orthofosforečnan, který je přístupný pro plodiny (He et al., 2001). Organická hmota však neposkytuje pouze zdroj fosforu z mineralizace, ale rovněž může snížit kapacitu kyselých zemin fixováním fosforu. Doplnky organické zeminy redukují sorpci fosforu v půdě a zvyšují rovnováhu koncentrace fosforu v půdním roztoku (Hue et al., 1994; Weil and Magdoff, 2004).

Po aplikaci kompostu se často objevuje zvýšená koncentrace dostupného fosforu (Businelli et al., 1996, Cortellini et al., 1996, Diez and Krauss, 1997, Parkinson et al., 1999).

V experimentu STIKO, který provedla Bio Forschung Austria, ukázal obsah fosforu v plodinách, že dodávka fosforu v hnojení kompostem byla přibližně stejně vysoká jako při minerálním hnojení. Po prvních pěti letech byl obsah přístupného fosforu v půdě výrazně vyšší u variant s nejvyššími dávkami kompostu (celkem 195 t ha<sup>-1</sup>) než variant bez hnojení. U nižších dávek kompostu (celkem 75 a 135 t ha<sup>-1</sup>) byl obsah přístupného fosforu v půdě stejný jako u variant s minerálním hnojením fosforem v souladu s národní metodikou hnojení (48 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup> rok<sup>-1</sup> v průměru pětiletého období). Celkový obsah fosforu v půdě měl za následek zvýšení koncentrace ve vrchní vrstvě půdy. Proto byl fosfor v kompostu z biologického odpadu téměř stejně přístupný pro plodiny jako ze superfosfátu nebo trojitého fosfátu (Hartl et al., 2003).

Při výzkumu mykorhizy v experimentu STIKO bylo dokázáno, že pšenice hnojená kompostem a pšenice nehnojená vykazovala nejvyšší stupeň kolonizace mykorhitickými houbami, přičemž pšenice hnojená minerálními hnojivy vykazovala výrazně nižší hodnoty kolonizace. Rozdíly v kolonizaci kořenů rostlin lze nejpravděpodobněji přisuzovat rozdílné dostupnosti živin. U hnojení půdy minerálními hnojivy pravděpodobně dojde k tomu, že snadno dostupný fosfát potlačí kolonizaci kořenů mykorhitickými houbami (Schweiger, 2005).

V experimentu DOK byla koncentrace rozpustné frakce fosforu nižší při hnojení kompostem než u konvenčního minerálního hnojení, avšak hladina výměnného fosforu mezi půdou a půdním roztokem byla nejvyšší při hnojení kompostem. Tok fosforu prostřednictvím mikrobiální biomasy byl rychlejší u půd hnojených kompostem; rovněž bylo větší množství fosforu vázáno v mikrobiální biomase (Mäder et al., 2002; Oehl et al., 2001).

Dostupnost fosforu je kritickým faktorem pro optimální fixaci dusíku v jetelovinami a luskovinami. Kompost vyrobený ze zelených rostlin poskytl na kyselé půdě s hodnotou pH 5.4 a s nízkým obsahem fosforu takové množství fosforu pro červený jetel, které bylo dostačující pro dosažení optimální fixace dusíku. Vliv kompostu ze zelených rostlin je téměř stejný jako vliv trojného superfosfátu (Römer et al., 2004).

Většina studií dokazuje, že se fosfor v kompostu stane téměř zcela dostupným pro plodiny v průběhu tří vegetačních období po aplikaci kompostu (Amlinger et al., 2006). Na základě toho lze dedukovat, že celkový obsah fosforu v kompostu může být považován jako náhrada minerálního hnojení fosforem.

## Draslík

Koncentrace draslíku v kompostu se pohybuje mezi 8,4 a 12,5 g kg<sup>-1</sup> (TIMMERMANN ET AL., 2003; VOGTMANN ET AL., 1993a; ZETHNER ET AL., 2000), a to v závislosti na různorodosti vstupních surovin pro jeho výrobu. Například kompost ze zelených rostlin často vykazuje zvýšený obsah draslíku. Nicméně proces kompostování může rovněž mít podstatný vliv na dostupnost draslíku. Z důvodu vysoké rozpustnosti draslíku ve vodě může docházet ke ztrátám vyluhováním, pokud je kompost vystaven dešti. Okamžitá dostupnost draslíku pro plodiny může přesáhnout 58% z celkového množství draslíku přítomného v kompostu, zbytek draslíku pak lehce zmineralizuje (VOGTMANN ET AL., 1993a).

Obsah dostupného draslíku v půdě se typicky zvyšuje při aplikaci kompostu, který je vyrobený z rostlinných zbytků (BUSINELLI ET AL., 1996, CABRERA ET AL., 1989, DIEZ AND KRAUSS, 1997, PARKINSON ET AL., 1999).

V experimentu DOK bylo zjištěno, že ve vlhkých podmínkách byla koncentrace rozpustné frakce draslíku nižší u hnojení kompostem než u konvenčního minerálního hnojení (MÄDER ET AL., 2002).

Ke zřetelnému zvýšení obsahu přístupného draslíku v půdě došlo u polního pokusu u Baden-Württembergu (TIMMERMANN ET AL., 2003). Průměrné dávky kompostu 10 t ha<sup>-1</sup> (v sušině) za rok bylo dostatečné pro kompenzaci odběru draslíku nebo dokonce ke kladné bilanci.

V experimentu STIKO, který provedla Bio Forschung Austria, bylo zjištěno, že se obsah dostupného draslíku v půdě podstatně zvýšil u při aplikaci nejvyšší a střední dávky kompostu (tj. celkem 195, respektive 135 t ha<sup>-1</sup> v průběhu pěti let), přičemž obsahu draslíku zůstal stejný u řízeného ošetření půdy a mírně se zvýšil u poze minerálního hnojení. Celkový obsah draslíku v půdě měl za následek zvýšení koncentrace ve vrchní vrstvě půdy. Obsah draslíku v plodinách ukazuje, že dodávka draslíku hnojením kompostem byla přibližně stejná jako u hnojení minerálními hnojivy, které proběhlo v souladu s národními metodikou pro hnojení (74 kg K<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> rok<sup>-1</sup> v průměru po dobu 5 let). Na základě toho lze dedukovat, že draslík obsažený v kompostu z biologického odpadu je téměř stejně dostupný pro plodiny jako minerální draslík dodaný v kieseritu (ERHART ET AL., 2003).

Z těchto závěrů lze dále vyvodit, že celkový obsah draslíku v kompostu může být zakalkulován do výpočtu při sestavování hnojiva.

## Stopové prvky

Železo (Fe), mangan (Mn), měď (Cu), zinek (Zn), bór (B) a molybden (Mo) představují nezbytné prvky pro růst plodin a kvalitu potravin (MARSCHNER, 1995). Dlouhodobý nedostatek těchto stopových prvků má za následek podvýživu lidí (YANG ET AL., 2000 in HE ET AL., 2001). Dostupnost Fe, Cu a Zn ve vápenatých půdách je obecně nízká a za účelem zlepšení růstu plodin a kvality potravin je tedy nutné zajistit externí zdroj těchto živin (MARTENS AND WESTERMANN, 1991 in HE ET AL., 2001). Přidáním organické hmoty do půdy lze buď snížit nebo zvýšit dostupnost a rozpustnost těchto prvků a jejich využití plodinami. Nerozpustná organická hmota obvykle vytváří nerozpustné komplexy z nichž se stopové prvky hoře uvolňují nebo jsou hůře dostupné pro plodiny. Nicméně mnoho organických doplňků obsahuje rozpustitelný prvek uhlíku nebo vytváří rozpustitelné rozkladací produkty a rozpustitelná organická složka může zvýšit rozpustitelnosti kovů pomocí vytváření organokovových komplexů. Vliv organické složky zeminy na mobilitu kovů lze rovněž modifikovat pomocí roztoku pH (WEIL AND MAGDOFF, 2004). Proměnlivé koncentrace mědi v půdě (měřeno pomocí NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> jako extrakční činidlo) se lehce zvýšily se zvýšenými dávkami kompostu z biologického odpadu (5–20 t ha<sup>-1</sup> v sušině). Toto bylo prokázáno v experimentu, který provedl TIMMERMANN ET AL. (2003) v Baden-Württembergu. Rovněž obsah mědi v plodinách vykazoval mírný nárůst. V experimentu STIKO, který provedla Bio Forschung Austria, bylo dokázáno, že se koncentrace mědi měřené v nasyceném extraktu půdy nelišily od ošetření půdy hnojením. Koncentrace mědi v potencionálně dostupných frakcích pro plodiny (měřeno v extraktu LiCl) byly vyšší při středních a vysokých dávkách kompostu než u konvenčního ošetření půdy

(ERHART ET AL., 2008). Celkové koncentrace mědi při hnojení kompostem byly lehce, nikoliv podstatně, vyšší; toto lze připisovat vyššímu obsahu organické hmoty v půdě a zvýšené mikrobiální aktivitě. Příjem mědi plodinami byl vyšší u hnojení kompostem než u nehnojené kontroly. Záznamy ukazují, že veškeré koncentrace mědi ve všech plodinách byly ve standardním rozsahu nebo dokonce pod ním (BARTL ET AL., 2002). Proměnlivé koncentrace zinku se lehce snížily se zvýšením dávek kompostu. Toto bylo dokázáno v polním pokusu, který se konal v Baden-Württembergu. Obsah zinku v plodinách však zůstal z velké části neovlivněn (TIMMERMANN ET AL., 2003). V experimentu STIKO bylo zjištěno, že koncentrace zinku v nasyceném extraktu půdy nevykazovaly žádné výraznější rozdíly v závislosti na způsobu hnojení. V extraktu LiCl nebyl zinek zjištěn. Celková koncentrace zinku v půdě se zvýšila po aplikaci velkých dávek kompostu. Při hnojení kompostem byla zjištěna vyšší koncentrace zinku v zrně ovsa, ovšem u brambor a zrna špaldy nebyly zjištěny žádné rozdíly ve srovnání s konvenčním hnojením (BARTL ET AL., 2002). Rozkládající se organická hmota stimuluje zhoršení podmínek, neboť mikroorganismy spotřebují veškerý kyslík v půdě a sníží ostatní akceptory elektronů. Z rostlinných živin jsou obzvláště mangan a železo náchylné ke zvýšené rozpustnosti při nedostatku kyslíku v půdě (WEIL AND MAGDOFF, 2004). V experimentu STIKO nebyl takový jev pozorován. Příjem manganu ovšem byl nižší při hnojení kompostem a zhruba stejný u špaldy a brambor ve srovnání s konvenčním hnojením (BARTL ET AL., 1999). STILWELL (1993) pozoroval snížení koncentrace manganu v listech rajčat, které byly hnojeny kompostem. Příjem molybdenu po hnojení kompostem se zvýšil u špaldy, u ovsa a brambor nebyl příjem této živiny ovlivněn hnojením. Toto bylo prokázáno v experimentu STIKO (BARTL ET AL., 1999).

## Struktura půdy

V zemědělském jazyce je „dobrá“ struktura půdy taková struktura půdy, která má následující vlastnosti: optimální hloubka půdy a její stabilita, která poskytuje odolnost vůči strukturální degradaci (například kornatění a eroze); optimální objemovou hmotnost, která napomáhá růstu kořenů a přispívá k ostatním fyzikálním vlastnostem půdy jako je například pohyb vody a vzduchu v půdě; optimální vododržnost a infiltraci vody (SHEPHERD ET AL., 2002). Výnosy plodin jsou lepší u strukturních půd: KÖRSCHENS ET AL. (1998) odhaduje, že dobrá struktura půdy ovlivňuje výnos z 5-10 %. Samozřejmě je nutno dodat, že omezení růstu kořenů neznamená automaticky snížení výnosu; k jeho snížení však dojde v případě, že dodávka vody a živin není dostačující (SHEPHERD ET AL., 2002). Tyto skutečnosti jsou obzvláště důležité u ekologického zemědělství, ve kterém nedostatky ve struktuře půdy nemohou být kompenzovány minerálním hnojením.

Nicméně optimální struktura půdy sama o sobě není rozhodující. Pro dobré výnosy je podstatnější schopnost půdy odolávat degradaci struktury vlivem deště – toto se označuje jako vodostálost půdních agregátů (SEKERA AND BRUNNER, 1943). Zvýšená stabilita půdních agregátů zeminy chrání půdu před zhutňováním a erozí. Snížená objemová hmotnost a zvýšená pórovitost pak napomáhají provzdušnění a odvodňování půdy.

Zvýšení obsahu organické hmoty v půdě se projeví v podstatným zlepšením struktury půdy, především po aplikování kompostu a pokud je do půdy ve stejném okamžiku dodáván oxid vápenatý (MARTINS AND KOWALD, 1988), který zlepšuje fyzikální vlastnosti půdy jako je například stabilita půdních agregátů, objemová hmotnost, pórovitost a vododržnost půdy a její propustnost (GIUSQUIANI ET AL., 1995, KAHLE AND BELAU, 1998, KHALILIAN ET AL., 2002). Organická hmota je schopna do velké míry zmírnit negativní vlastnosti těžkých a nebo velmi lehkých půd (WEIL AND MAGDOFF, 2004).

### Stabilita půdních agregátů

Jak prokázal TISDALL AND OADES (1982), vodostálost půdních agregátů závisí na obsahu a složení organické hmoty. Organická pojidla jsou specifikována jako (a) přechodná, hlavně polysacharidy, (b) dočasná, je kořenové vlášení a hyfy hub a (c) trvalá, jako jsou odolné aromatické látky asociované s polyvalentními kationty a silně absorpčními polymery. Kořeny a hyfy hub stabilizují markoagregáty (částice > 250  $\mu\text{m}$  v průměru). Následně jsou makro-agregáty ovlivňovány obhospodařováním půdy, protože agrotechnická opatření ovlivňují růst kořenů plodin a oxidaci organického uhlíku. Vodostálost mikroagregátů (< 250  $\mu\text{m}$  v průměru) závisí na obsahu trvalých organických pojidlech, organominerálních komplexech a humusových kyselinách (CHANEY AND SWIFT, 1986) a představuje vlastnost půdy, která není závislá na způsobu jejího obhospodařování (TISDALL AND OADES, 1982).

Zvýšení obsahu organické hmoty v půdě má obvykle za následek zvýšenou stabilitu půdních agregátů. V určitém rozsahu je obsah organické hmoty v půdě a stabilita půdních agregátů v téměř lineárním vztahu, organické hnojení půd s vysokým obsahem organické hmoty již nemá podstatný vliv na půdní agregáty (HAYNES, 2000).

Dodání snadno rozložitelného organického materiálu, jako je například zelené hnojivo, vede k rychlému, avšak krátkodobému zvýšení stability půdních agregátů. Na druhou stranu hnojení kompostem způsobuje pomalý, avšak dlouhodobý nárůst stability půdních agregátů, neboť jeho organické látky se skládají hlavně z humusových látek, které vytvářejí relativně stabilní pojidla (HAYNES

AND NAIDU, 1998). Proto je optimální kombinace zeleného hnojení a kompostu, protože kombinuje výhody obou druhů hnojiv.

Aplikace kompostu obvykle ovlivňuje stabilitu půdních agregátů už po relativně krátkém období (méně než tři roky) (ASCHE ET AL., 1994; KAHLE AND BELAU, 1998; STEFFENS ET AL., 1996). Pokud budete pokračovat s hnojením kompostem, jeho vliv bude rovněž pokračovat po delší dobu (EBERTSEDER, 1997; MARTINS AND KOWALD, 1988, PETERSEN AND STÖPPLER-ZIMMER, 1999; SAHIN, 1989; SIEGRIST ET AL., 1998; TIMMERMANN ET AL., 2003). Objemová hmotnost půdy se s hnojením kompostem snižuje, i když to trvá mnohem déle než zlepšování stability půdních agregátů (EBERTSEDER, 1997; TIMMERMANN ET AL., 2003).

Zralost použitého kompostu může ovlivnit jeho vliv na stabilitu půdních agregátů. Zralé komposty mají větší pozitivní vliv než nezralé komposty (PETERSEN AND STÖPPLER-ZIMMER, 1999). Těžké bahnitě a jílovité půdy jsou hnojením kompostem v důsledku zlepšení stability půdních agregátů nejvíce pozitivně ovlivněny (TIMMERMANN ET AL., 2003).

## Pórovitost

S aplikací kompostu rovněž dochází ke zvýšení pórovitosti půdy. Poměr velkých a souvislých vertikálních pórů ( $> 50 \mu\text{m}$ ) je rozhodujícím faktorem pro provzdušňování a ohřívání půdy, pro pronikání vody do půdy a tím i pro dosahování vyšších výnosů plodin. Drobnost půdy se zlepšuje v případě, že půda vykazuje vyšší pórovitost s většími a středními póry (WEGENER AND MOLL, 1997). Podíl velkých a souvislých pórů v podloží je v úzkém vztahu s počtem žížal (POIER AND RICHTER, 1992).

Ke zvýšení pórovitosti hnojením kompostem dochází z důvodu nárůstu podílu velkých pórů (EBERTSEDER, 1997; GIUSQUIANI ET AL., 1995; MARTINS AND KOWALD, 1988; SAHIN, 1989), respektive poměru středních a velkých pórů (STEFFENS ET AL., 1996). GIUSQUIANI ET AL. (1995) zaznamenal vyšší pórovitost u půd hnojených kompostem, přičemž zvýšená pórovitost byla způsobena zvýšením množství protáhlých pórů, které jsou považovány za nejdůležitější jak ve vztahu plodina – půda, tak z hlediska udržování dobré struktury půdy.

Půdy s příznivou strukturou mají vysoký obsah organické hmoty, čímž je zajištěn vysoká pórovitost (jako například při experimentu STIKO na experimentálním stanovišti s hlinitou nivní půdou). Nicméně hnojení kompostem v menších dávkách v rozmezí 5-14 t ha<sup>-1</sup>



rok<sup>-1</sup> (v sušině) nemusí být dostačující pro vytvoření významných rozdílů v mikro- a makropórovitosti půdy (GLAB AND ZALESKI, 2005).

## Dostupnost vody v půdě

Vodní režim v zemině je ovlivněn půdní organickou hmotou několika způsoby. Zaprvé, organická hmota zvyšuje kapacitu půdy zadržovat fyziologicky využitelnou vodu pro plodiny, což je definováno jako rozdíl mezi objemem vody v polní vodní kapacitě a objemem vody, který je udržován na permanentním bodu vadnutí. Děje se tak jak přímou absorpcí vody, tak zvýšením tvorby a stabilizace půdních agregátů, které obsahují množství pórů, které udržují vodu pod mírným tlakem (WEIL AND MAGDOFF, 2004). HUDSON (1994) zhodnotil vliv organické složky zeminy na obsah dostupné vody na povrchové zemině ve třech stavebních skupinách. V rámci každé skupiny se při zvyšování obsahu organické složky objem vody zadržovaný v rámci kapacity pole zvýšil v mnohem větším poměru než objem vody, který je udržován na permanentním bodu vadnutí. Výsledkem pak byly vysoce význačné pozitivní vzájemné ovlivnění mezi organickou složkou a kapacitou dostupné vody. Když se obsah organické složky zvýšil o 0.5 % až 3 %, kapacita zeminy zadržet dostupnou vodu se zdvojnásobila (HUDSON, 1994).

Zvýšení kapacity zeminy zadržovat vodu bylo pozorováno v mnoha studiích, při kterých byl aplikován kompost, i když se zdá, že tento efekt nastane po delším období. Například EVANYLO AND SHERONY (2002) nezjistili žádné zvýšení kapacity půdy zadržovat vodu ani po dvou letech aplikování kompostu; ani v ostatních krátkodobých pokusech nebylo zvýšení příliš zřetelné (AVNIMELECH ET AL., 1993; KAHLE AND BELAU, 1998). Na druhou stranu však u dlouhodobých pokusů s kompostem (GIUSQUIANI ET AL., 1995) bylo zaznamenáno zřejmé zvýšení kapacity půdy zadržovat vodu (MAYER, 2003).

Změny ve vodním režimu půdy mohou být rovněž dokumentovány pomocí měření objemu vody v zemině, i když tato metoda je obtížnější, protože objem vody v zemině je rovněž výrazně ovlivněn vstřebáváním vody plodinami. ZAUNER AND STAHR (1997) pozorovali vyšší objem vody v půdě při hnojení kompostem, přičemž však CAGNON ET AL. (1998) zjistil rozdíly v objemu vody v půdě pouze v letním období a pouze na písčitohlinité půdě, nikoliv na jílovitě půdě.

Zvýšená kapacita dostupné vody může ochránit úrodu před stresem ze sucha. V zemědělských systémech v suchých klimatech, kde vlhkost představuje nejvíce omezující faktor plodnosti, je zlepšení schopnosti zeminy zadržovat vodu důležitou výhodou aplikování kompostu (nad rámec poskytování

živin z kompostu), který může být dokonce důležitější než výhody kompostu v poskytování živin (STUKENHOLTZ ET AL., 2002).

## Pronikání vody půdou

Stejně důležitým faktorem, jako je poskytování dostatečného množství vody pro růst plodin, je i kapacita půdy jímat vodu, která do ní vniká z dešťových srážek nebo ze zavlažování. Pokud bude z důvodu strukturálních vlastností půdy poměr pronikání vody do půdy nižší než poměr dešťových srážek, dojde ke ztrátě části vody z deště jejím odtečením. Vliv na dodávku dostupné vody pro plodiny, které rostou v takové zemině, bude podobný významnému snížení dešťových srážek (WEIL AND MAGDOFF, 2004).

Zlepšení struktury půdy, kterého lze dosáhnout aplikováním kompostu, zvyšuje pronikání vody půdou (EBERTSEDER, 1997). Tento efekt nastane sice po delším období, jak bylo dokázáno na několika krátkodobých experimentech (EVANYLO AND SHERONY, 2002; MAYER, 2003).

Mezi pronikání vody půdou a záplavami existuje blízký vztah. Zvýšené pronikání neovlivní počet výskytů prudkých dešťů, avšak pravděpodobně ovlivní jejich následky. Jelikož zemědělské půdy pokrývají velké plochy, můžeme předpokládat, že i malé změny v poměru pronikání vody půdou mohou významně ovlivnit počet a závažnost záplav (SCHNUG AND HANEKLAUS, 2002).

Ze střednědobého a dlouhodobého hlediska představuje aplikování kompostu minimálně stejnou, ne-li větší důležitost na kvalitu zeminy než na její hnojení (TIMMERMANN ET AL., 2003).

## Potlačení chorob rostlin

Existuje mnoho záznamů o tom, jak pomocí kompostu bylo dosaženo potlačení chorob rostlin, které byly způsobeny *Pythium*, *Phytophthora*, *Rhizoctonia*, *Fusarium* a *Aphanomyces spp.* a *Sclerotinia sclerotiorum* v růstovém prostředí stejně jako v polních půdách (BRUNS AND SCHÜLER, 2002; ERHART AND BURIAN, 1997; HOITINK AND FAHY, 1986; HOITINK ET AL., 2001; LIEVENS ET AL., 2001; LUMSDEN ET AL., 1983). Dnešní komposty jsou stejně efektivní jako protiplísňové prostředky pro kontrolu kořenové hniloby jako je například *Phytophthora* a *Pythium*. V některých případech dokonce kompost nahradil metyl bromid v produkci okrasných rostlin v USA (HOITINK ET AL., 2001). Ochrana rostlin pomocí kompostu je

obzvláště důležitá v kultivačních systémech, kde nelze použít protiplísňové prostředky nebo kde je jejich použití zakázáno, stejně jako v organickém zemědělství nebo při výrobě konzervovaných bylin pro přímou domácí konzumaci (FUCHS, 2002; RAVIV ET AL., 1998).

Kontrolu nálezů chorob rostlin pomocí kompostu lze spatřovat ve čtyřech faktorech: konkurence mezi prospěšnými organizmy a patogeny, antibiózou, parazity a vyvolanou systémovou odolností. Dvě třídy biologických kontrolních mechanismů, které jsou označeny jako „obecné“ a „specifické“ potlačení, byly pospány pro substráty obohacené kompostem (HOITINK ET AL., 2001). Vysoká mikrobiální aktivita a biomasa „obecné“ půdní mikroflóry v kompostu vyvolává „obecné“ potlačení výskytu patogenů, jako jsou například *Pythium* a *Phytophthora spp.* Obdobné informace byly zaznamenány u půd na ekologických farmách, kde nákazy mající původ v zemině nepřevládaly (WORKNEH ET AL., 1993). Druhým typem potlačení, které je vyvoláno speciální skupinou mikroorganismů, které jsou schopné vymýtit určitě patogeny, jako jsou například *Rhizoctonia solani*, pak je „specifické“ potlačení.

Mezi nejkritičtějšími faktory pro potlačení nákazy rostlin patří kolonizování kompostu příslušnou mikroflórou a úroveň rozkládání organických složek v kompostu (zralost/stabilita), které má vliv na biologické řízení pomocí podporování adekvátní aktivity bio-kontrolních prostředků (Hoitink and Boehm, 1999). Jak prokázal Stone (2002), stejné procesy, které zahrnují zahrnující aktivní organickou složku, jsou pravděpodobně v činnosti v polních systémech.

## Potencionální rizika spojená s používáním kompostu

### Těžké kovy

Akumulace těžkých kovů v půdě a v plodinách je nejvíce citovaným potencionálním rizikem při aplikování kompostu. Obsah těžkých kovů v kompostu se značně liší v závislosti na výchozím produktu kompostu.

V ekologickém zemědělství jsou přísné limity pro používané komposty z biologického odpadu. Komposty ze separovaného domácího odpadu musí být produkovány v uzavřených a monitorovaných sběrných systémech a nesmí za žádných okolností překročit následující limity pro těžké kovy (v mg/kg suché hmotnosti): Cd 0.7, Cu 70, Ni 25, Pb 45, Zn 200, Hg 0.4, Cr<sub>tot</sub> 70, Cr (VI) 0 (Nařízení EU č. 2092/91, plné znění na <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/site/en/consleg/1991/R/01991R2092-20070101-en.pdf>).

Mezi klíčové interaktivní procesy v půdních systémech, které ovlivňují štěpení stopových kovů mezi vodnatou, biologicky dostupnou a tuhou fází zeminy, patří vylučování, výměna iontů, pohlcování do organické složky, oxidy a alofany a absorpci do biologického materiálu. Hlavními faktory, které pohánějí biochemické procesy v zemině, jsou pH, kapacita výměny kationtů a redukční potenciál. Plodiny se významně liší nejen ve své obecné citlivosti na stopové kovy, ale rovněž ve své relativní citlivosti na jednotlivé stopové kovy. Vstřebávání stopových elementů se může mezi kultivary významně lišit. Navíc v rámci rostliny nejsou stopové elementy rovnoměrně distribuovány do rostlinných tkání (ADRIANO, 1986).

Výsledky terénních pokusů ukazují, že při použití kompostu z biologického odpadu o vysoké kvalitě není zvýšení koncentrace těžkých kovů v zemině v krátkodobém období měřitelné.

V experimentu, který byl proveden KLUGE AND MOKRY (2000), bylo 7 - 9 t ha<sup>-1</sup> za jeden rok (hmotnost v sušině) kompostu z biologického odpadu a zeleného odpadu aplikováno po období tří let v šesti různých zemědělských oblastech. Celková koncentrace těžkých kovů v zemině nebyla ovlivněna kompostovým hnojením. STRUMPF ET AL. (2004) aplikoval v jediné dávce 20 a 50 t ha<sup>-1</sup> (hmotnost v sušině) kompostu z biologického odpadu z městského původu na experimentálním poli, kde bylo pěstováno 12 zeleninových odrůd po dobu následujících tří let. Celková koncentrace těžkých kovů v zemině nebyla ovlivněna hnojením kompostem. V experimentu, který provedl OEHMICHEN ET AL. (1994), bylo ročně aplikováno 4 – 24 t ha<sup>-1</sup> kompostu na zemědělské půdě se střídáním plodin na dvou experimentálních polích po dobu tří let. Celková koncentrace těžkých kovů v zemině se na konci experimentu výrazně nelišila od koncentrace, kterou vykazovalo pole neošetřené kompostem.

V experimentu STIKO, který provedla Bio Forschung Austria, nebyly měřitelné žádné zvýšení v celkové koncentraci těžkých kovů v zemině ani po deseti experimentálních letech, přičemž celková aplikace kompostu z biologického odpadu dosáhla hodnot 95, 175, a 255 t ha<sup>-1</sup> ( v původní sušině). Výjimku tvořil zinek, jehož hodnoty byly zvýšené u pole, na kterém byla aplikována největší dávka kompostu. V proměnlivých frakcích těžkých kovů, které byly měřeny v nasyceném extraktu zeminy a v extraktu LiCl, nebyly zjištěny žádné nárůsty koncentrace těžkých kovů. Výjimku tvořil „snadno vyměnitelná“ měď (ERHART ET AL., 2008).

V ostatních experimentech s kompostem z biologického odpadu bylo dokonce zjištěno snížení koncentrace proměnlivých těžkých kovů (měřeno pomocí NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> jako extraktantem) (KLUGE AND MOKRY, 2000). STRUMPF ET AL. (2004) nezjistil žádné rozdíly v koncentracích těžkých kovů v půdním roztoku (extrahován pomocí sacích nádob) mezi polem ošetřeným kompostem a polem neošetřeným kompostem. Rovněž koncentrace těžkých kovů v zelenině, která byla pěstována v rámci experimentu, nevykazovala žádné známky změny v jednotlivých typech ošetření zeminy.

Údaje o vstřebaném množství těžkých kovů plodinami z experimentu STIKO, který provedla Bio Forschung Austria, neukazují žádné rozdíly ve vstřebání niklu mezi jednotlivými druhy ošetření půdy. Olovo nebylo v plodinách ani zjištěné. Koncentrace kadmia v zrnech pšenice, špaldě a hlízách brambor byla výrazně nižší u hnojení půdy kompostem než u ošetření půdy bez hnojiva. V bramborách, které byly hnojeny pomocí minerálního hnojiva, došlo k výraznému zvýšení koncentrace kadmia, nejpravděpodobněji díky přísunu kadmia hnojivem - superfosfátem a trojným superfosfátem (BARTLET AL., 2002). Celkové množství kadmia, které bylo dodáno fosforečnatým hnojivem, není velké, avšak je mnohem pravděpodobněji dostupnější pro rostlinu než kadmium vázané v půdě (SAGER, 1997).

Můžeme tedy dojít k závěru, že při použití kompostu o vysoké kvalitě, jako je například kompost specifikovaný Nařízením EU č. 2092/91, riziko akumulace těžkých kovů v zemině je velmi nízké. Jestliže aplikování kompostu obvykle vede ke zvýšení organické složky v půdě a tím i zlepšení sorpční kapacity půdy, proměnlivé frakce těžkých kovů zůstávají ve většině případů na stejných hodnotách nebo dokonce na nižších hodnotách.

## Organické směsi

Aplikování kompostu do půdy může mít různé vlivy týkající se organických znečišťujících látek. Díky jeho vysokému obsahu organické složky může kompost vázat znečišťující látky a tím snížit jejich přístupnost a toxicitu. Zvýšená aktivita půdní mikroflóry zajišťuje zlepšené podmínky pro biologickou degradaci znečišťujících látek (AMLINGER ET AL., 2006).

Simulace akumulací trvalých znečišťujících látek (PAH, PCB, PCDD/F) ukazují, že průměrné dávkování kompostu (při realistických poločasech rozpadu v půdě) nepovede k jejich akumulaci v zemině (s výjimkou mírného zvýšení PAH v případě velice nízkých hodnotách podkladní půdy) (AMLINGER ET AL., 2004).

TIMMERMANN ET AL. (2003) zjistil, že koncentrace PCB a PCDD/F v kompostu z biologického odpadu, který byl vyprodukován v monitorovaných systémech, byla velice nízká a sotva přesáhla standardní hodnoty podkladní půdy. Rovněž žádné změny v koncentraci PCB a PCDD/F nebyly měřitelné v půdě na experimentálních polích.

V podstatě lze konstatovat, že při aplikování kompostu nedochází k výskytu žádné kritické akumulace pesticidů nebo jiných organických znečišťujících látek, pokud je použit výchozí produkt pro

kompost z separovaného sběru. Proces kompostování přispívá k degradaci organických látek pomocí vytvořeného tepla a mikrobiologických a biochemických oxidačních procesů.

Dávky znečišťujících látek jsou tak malé, že i při zvýšených dávkách kompostu nejsou v půdě změřitelné (AMLINGER ET AL., 2006).

### Hygiena, nákazy rostlin, plevel

TIMMERMANN ET AL. (2003) zjistili při svém výzkumu mnoha druhů kompostů, který prováděli pro RAL-GZ kontrolní orgán kvality, že celková hygienizace (tj. týkající se *E. coli*) a hygienizace týkající se nákaz rostlin při aplikování kompostu z biologického odpadu byla vždy garantována za předpokladu, že bylo při procesu kompostování dosaženo dostatečně vysoké teploty (65 °C) po dobu alespoň 7 dnů. Jak prokázala jejich analýza, kvalitní komposty neobsahují prakticky žádná životaschopná semena plevelu a části rostlin.

V polním experimentu v Baden-Württembergu bylo vyhodnocení prováděno pravidelně (celkem 42 experimentálních let) a k výskytu plevelu při aplikování kompostu z biologického odpadu nedocházelo (TIMMERMANN ET AL., 2003).

### Výnos a kvalita plodin při použití kompostu

#### Zemědělské plodiny

Celkový vliv aplikace kompostu je nejlépe patrný na výnosu plodin. Vliv hnojení kompostem na výnos plodin závisí nejen na faktorech, které určují nutriční mineralizaci půdy a kompostu, ale také na faktorech souvisejících s plodinami, jako jsou například požadavky na živiny a dynamika využívání příslušné plodiny.

#### Obiloviny

U obilovin byla zaznamenána široká škála reakcí plodiny na hnojení kompostem. V Německu byl učiněn pokus, při kterém byl aplikován kompost z biologického odpadu v množství 6.9 t ha<sup>-1</sup> (hmotnost v suštině) a bylo pozorováno nevýznamné zvýšení výnosu pšenice (VON FRAGSTEIN AND SCHMIDT, 1999). Rovněž v experimentu, který provedli OEHMICHEN ET AL. (1995), bylo zjištěno pouze malé a částečně

významné zvýšení produkce plodin. Nicméně při pokusech v jihovýchodní Anglii s aplikováním kompostu z tuhého komunálního odpadu v množství 50 a 100 t ha<sup>-1</sup> (původní hmotnost) na hlinité a jílovité půdě vyprodukovala pole ošetřená kompostem takovou produkci obilí, která byla srovnatelná s produkcí z pozemků, která byla ošetřena minerálním dusičnatým hnojivem v množství 75 nebo 150 kg N ha<sup>-1</sup> (RODRIGUES ET AL., 1996). Na šedé půdě Luvisolic s nízkou přirozenou úrodností a relativně slabou půdní strukturou, která se nachází v oblasti Alberta v Kanadě, byl aplikován kompost z tuhého komunálního odpadu v dávkách 50, 100 a 200 t ha<sup>-1</sup> (původní sušina). Produkce pšenice byla 170 % a produkce ječmene byla 270 % při dávkování hnojiva 50 t ha<sup>-1</sup> proti produkci na polích neošetřených kompostem (ZHANG ET AL., 2000).

V experimentu DOK (Švýcarsko) úroda zimní pšenice za pomoci hnojení organickým kompostem v organickém zemědělství dosáhla 90 % sklizně obilí pěstovaného pomocí konvenčního systému ve třetím rotačním období pěstování plodin (MÄDER ET AL., 2002).

V průběhu tříletého experimentu na podzolové půdě v Německu byl zjištěn nárůst produkce žita o 5-12% při aplikování kompostu v ročních dávkách 30 a 60 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> (což odpovídá přibližně 20 a 40 t ha<sup>-1</sup> v původní sušině) (KLASINK AND STEFFENS, 1996). OEHMICHEN ET AL. (1995) zaznamenali zvýšení produkce žita v rozmezí 9-15% po ročním aplikování kompostu v množství 6-18 t (původní sušina) ha<sup>-1</sup> na půdě Luvisol.

Produkce ječmene byla při aplikování kompostu z biologického odpadu v množství 4.1 t ha<sup>-1</sup> (v sušině) na hnědé půdě v Německu výrazně vyšší než u polí neošetřených kompostem (VON FRAGSTEIN AND SCHMIDT, 1999). Naopak 150 t ha<sup>-1</sup> (v původní sušině) kompostu ze zahradnického odpadu bylo nutné pro získání výrazně vyšší produkce ječmene na písčitohlinité půdě ve Velké Británii (COOK ET AL., 1998).

Při šesti polních experimentech, které se konaly v Baden-Württembergu (Německo), které trvaly od pěti do osmi let a na nichž byly střídány plodiny kukuřice – zimní pšenice – zimní ječmen, bylo dosaženo průměrného nárůstu úrody o 11% až 28 % při použití kompostu z biologického odpadu v množství 5, 10 a 20 t ha<sup>-1</sup> (v sušině) ve srovnání s produkcí z polí neošetřených kompostem (TIMMERMANN ET AL., 2003).

V experimentu STIKO, který provedla Bio Forschung Austria, došlo při hnojení kompostem (v průměru v množství 23 t ha<sup>-1</sup> rok<sup>-1</sup> kompostu v původní sušině) k nárůstu produkce obilnin a brambor o 7-10% ve srovnání s produkcí z polí neošetřených hnojivem (v průměru 10 let). Na úrodné půdě Fluvisol za relativně suchých klimatických podmínek byla reakce úrody na aplikování kompostu v počátku velice nízká, přičemž se v průběhu experimentu mírně zvyšovala (ERHART ET AL., 2005).

## Brambory

VOLTERRANI ET AL. (1996) zaznamenali malé ovlivnění produkce bramborových hlíz při aplikování kompostu v množství 43 a 86 t ( v původní sušině) ha<sup>-1</sup> na písčité půdě v Itálii. V experimentu, který provedli KLASINK AND STEFFENS (1996), došlo k nárůstu produkce brambor o maximálně 4%. V experimentu DOK (Švýcarsko) byla produkce brambor při aplikování kompostu v ekologickém zemědělství o 40% nižší než u konvenčních systémů. K tomu dochází hlavně z důvodu nízké dodávky draslíku a výskytu *Phytophthora infestans* (MÄDER ET AL., 2002).

V experimentu, který provedli VOGTMANN ET AL. (1993b), bylo postupně aplikováno 80, 20 a 50 t ha<sup>-1</sup> ( v původní sušině) kompostu z biologického odpadu na prachovité hlinité půdě Luvisol. Úroda brambor z polí ošetřených kompostem byla výrazně vyšší než u polí neošetřených kompostem a srovnatelná s úrodou, která byla ošetřena 200 kg N ha<sup>-1</sup> minerálním hnojivem.

## Kukuřice

Kukuřice má vysoké požadavky na dusík a rovněž delší růstové období než obilniny. Na břidlicových prachovitých hlinitých zeminách v Pensylvánii byl každý rok aplikován kompost z listí v množství 27 t ha<sup>-1</sup> ( v sušině ) po dobu tří let. V průběhu prvního roku byla produkce kukuřice podstatně nižší než produkce z polí ošetřovaných minerálním hnojivem v množství 146 kg N ha<sup>-1</sup>, nicméně v průběhu druhého a třetího roku byly úrody již srovnatelné (REIDER ET AL., 2000). PARKINSON ET AL. (1999) aplikovali odpad ze zeleného odpadu v množství 15, 30 a 50 t ha<sup>-1</sup> ( původní sušina) na prachovité hlinité půdě v jihozápadní Anglii. Bylo možné pozorovat pozitivní reakci produkce (1-18%) po aplikaci kompostem v každém ze tří let trvání experimentu.

V polním experimentu, který proběhl ve Wye ve Velké Británii, byl srovnáván kompost v množství 25 a 50 t ha<sup>-1</sup> s anorganickým dusičným hnojivem v množství 50 a 100 kg N ha<sup>-1</sup> za pomoci dvou variant kukuřice. Produkce pozdně zrající kukuřice byla vyšší a produkce ranně zrající kukuřice byla srovnatelná s produkcí z anorganického hnojení. Tím bylo prokázáno, že delší růstové období má pozitivní vliv na vstřebávání dusíku z kompostu (DE TOLEDO ET AL., 1996).

## Zeleninové plodiny

Intenzivní kultivace zeminy napomáhá při produkci zeleniny rychlé mineralizaci organické složky půdy, což může vést k postupné ztrátě úrodnosti zeminy. Většina zeleninových plodin vyžaduje půdu, která je bohatá na organickou složku, dobře strukturovaná a s vysokou kapacitou zadržování vody.



Z tohoto důvodu většina zeleninových plodin, obzvláště pak ty, které vyžadují velké množství živin, reagují příznivě na hnojení kompostem, často už po jeho prvním aplikování. Veškeré požadavky zeleniny na dusík je možné uspokojit (jak bylo prokázáno několika experimenty), avšak vzhledem k tomu, že mineralizace dusíku z kompostu se často pohybuje v nízkých hodnotách (5-15% z celkového množství dusíku), je nutné aplikovat velké množství kompostu. Za účelem získání větší úrody a s ohledem na zamezení vytváření nadměrné koncentrace živin v zemině díky nadměrným dávkám kompostu může kompost být kombinován buď s luštěninami nebo se statkovými hnojivy, ve kterých je dusík snadněji dostupný pro plodiny.

### Lilkovité plodiny

U lilkovitých zelenin, jako jsou rajčata (*Lycopersicon esculentum*), papriky (*Capsicum annum*) a baklažány (*Solanum melongena*) byla zaznamenána výrazně vyšší úroda při aplikování kompostu než u minerálního hnojení. Například v průběhu tříletého experimentu, který se konal na dvou stanovištích (jedno stanoviště bylo na písčité zemině a druhé stanoviště na hlinité zemině), při kterém bylo srovnáváno hnojení kompostem z kuřecího trusu v dávkách 56 a 112 t ha<sup>-1</sup> s minerálním hnojením v množství 146N-64P-121K (kg ha<sup>-1</sup>; MAYNARD, 1994) nebo při experimentu, kdy bylo srovnáván kompost z cukrové třtiny v množství 224 t ha<sup>-1</sup> s minerálním hnojivem v množství až 153 kg N ha<sup>-1</sup> na jemné písčité zemině (STOFFELLA AND GRAETZ, 1996).

### Košťálové plodiny

U košťálových plodin, jako je například brokolice, květák (*Brassica oleracea* convar. botrytis var. italica, a var. botrytis), kedlubna (*B. oleracea* convar. caulorapa var. gongylodes) a kapusta (*B. oleracea* convar. capitata) byla zaznamenána zlepšená reakce produkce na hnojení kompostem v porovnání s druhem ošetření půdy, kdy byla půda pouze minerálně hnojena, avšak za předpokladu, že požadavky plodiny na živiny byly uspokojeny. Například ve studii, kterou prováděli Roe and Cornforth (1997) a při které bylo použito kompostu ze statkových hnojiv v dávkách 22, 45 a 90 t ha<sup>-1</sup> plus minerální dusičné hnojivo v množství 112 kg ha<sup>-1</sup>, byla vypěstována podzimní brokolice. Produkce brokolice se téměř zdvojnásobila oproti produkci, která byla ošetřována pouze minerálním hnojivem. Když byl kompost z biologického odpadu aplikován v dávkách 60 t ha<sup>-1</sup> (v sušině) na kedlubny, byla produkce srovnatelná s produkcí, na kterou bylo použito minerálního dusičného hnojiva v množství 70 kg ha<sup>-1</sup> (Vogtmann and Fricke, 1989).

V experimentu MAYNARD (1994), při kterém byl aplikován kompost z drůbežího trusu a který je blíže popsán výše, byla produkce brokolice a kvěťáku z kompostovaných polí srovnatelná s produkcí

z polí ošetřených hnojivem na obou stanovištích po celou dobu tříletého trvání experimentu – s dvěma výjimkami (jedna vyšší, jedna nižší). V jiném experimentu, ve kterém bylo použito kompostu z listů v množství 56 a 112 t ha<sup>-1</sup> plus hnojivo v množství 0, 73N-32P-61K a 146N-64P-121K (kg ha<sup>-1</sup>), brokolice a květák nedosahovaly v průběhu druhého a třetího roku optimálních výnosů na polích, na která bylo aplikováno menší množství hnojiva (MAYNARD, 2000).

### Tykvovité plodiny

Při pěstování melounu (*Cucumis melo*) za použití kompostu v množství 22, 45 a 90 t ha<sup>-1</sup> plus 23N-14P (kg ha<sup>-1</sup>) bylo dosaženo produkce melounů, které trojnásobně přesáhly produkce, které bylo dosaženo toliko při minerálním hnojení (ROE AND CORNFORTH, 1997).

### Luštěniny

Reakce luštěnin na kompost se může lišit od ostatních plodin, a to z důvodu jejich schopnosti fixovat dusík, přesto však mohou profitovat z jiných živin než je dusík a ze zlepšených podmínek zeminy. Vycházení semenáčků fazolí (*Phaseolus vulgaris*) a jejich schopnost přežití byla zvýšena za použití 2.5 cm kompostu z listů, kterým byly překryty řádky po vysazení fazolí. Produkce lusků pak byla podstatně vyšší při použití kompostované slámy (GRAY AND TAWHID, 1995). BAZIRAMAKENGA AND SIMARD (2001) použili kompost ze zbytků papírů / drůbežního trusu v množství 0, 14, 28 a 42 t ha<sup>-1</sup> ( v sušině ) doplněný nebo nedoplněný minerálním hnojivem v množství 0, 60, 120 a 180 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-K<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>. Produkce fazolí ošetřena kompostem se výrazně zvýšila ve srovnání s produkcí z polí neošetřených kompostem a byla srovnatelná s produkcí z ploch ošetřených minerálním hnojivem.

### Cibule

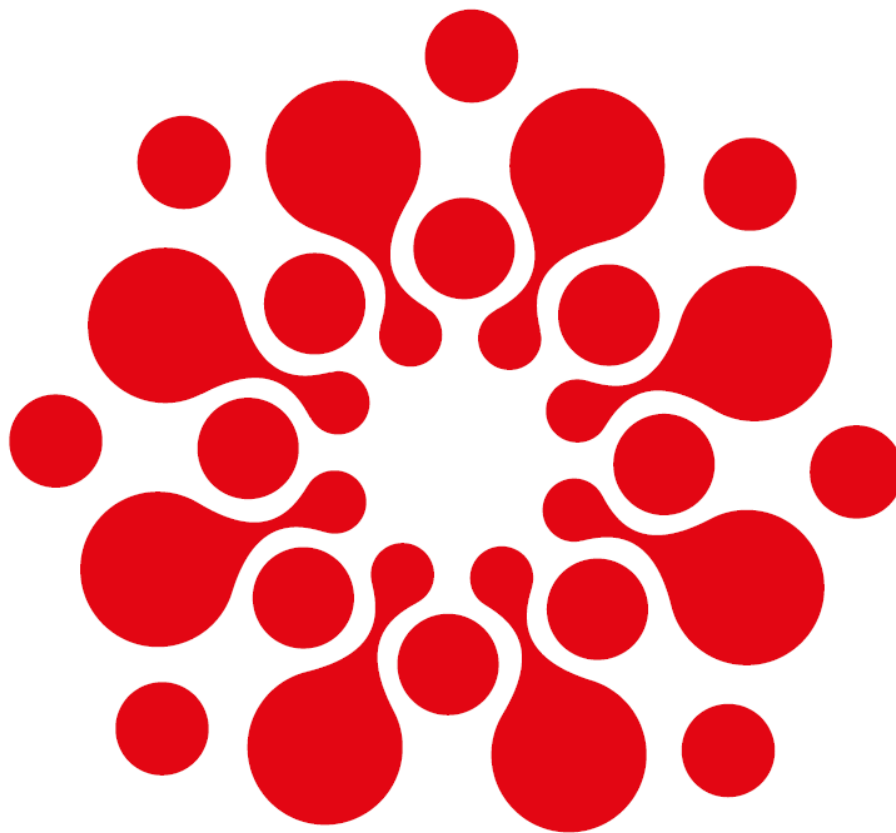
V průběhu tříletého experimentu se čtyřmi kultivary cibule (*Allium cepa*) bylo srovnáváno roční aplikování listového kompostu v množství 112 t ha<sup>-1</sup> plus 146N-66P-121K (kg ha<sup>-1</sup>) s minerálním hnojením (MAYNARD AND HILL, 2000). Po třech letech přidávání kompostu byla úroda třech kultivarů španělské cibule z polí ošetřených kompostem výrazně vyšší než úroda z polí neošetřených kompostem. Variabilita úrodnosti v různých letech v reakci na proměnlivé dešťové srážky byla výrazně nižší a procento větších cibulí se zvýšilo v těch polích, do kterých byl přidán kompost. Opakované aplikování kompostu rovněž snížilo výskyt nákazy měkkou hnilobou.

## Kvalita plodin

Kvalita obilnin není obvykle ovlivněna hnojením kompostem (Cook et al., 1998, Erhart et al., 2005, von Fragstein and Schmidt, 1999, Oehmichen et al., 1995). U brambor a kapusty byly pozorovány nižší koncentrace dusičnanu u hnojení kompostem než u minerálního hnojení (Vogtmann et al., 1993b, Erhart et al., 2005). Tyto nižší koncentrace dusičnanu v zeleninách jsou pravděpodobně důsledkem nejen nižší hladiny dusičnanu v půdě hnojených kompostem, ale i pomalejšímu uvolňování živin z kompostu. U rajčat byly zaznamenány vyšší celkové hodnoty acidity, vyšší elektrická vodivost a poněkud kvalitnější smyslová kvalita jako důsledek hnojení kompostem (Madrid et al., 1998, Vogtmann et al., 1993b).

Obecným trendem je dle Vogtmann et al. (1993b) skutečnost, že kompost pozitivně ovlivňuje kvalitu potravin, zlepšuje skladování zeleniny a mírně zvyšuje smyslovou kvalitu plodin.





8.

## INTEKO ATCZ42

Reference

## - Reference

- ADRIANO D. C. (1986): Trace elements in the terrestrial environment. Springer, New York
- ALFÖLDI T., MÄDER P., OBERSON A., SPIESS E., NIGGLI U., BESSON J.-M. (1993): DOK-Versuch: vergleichende Langzeit-Untersuchungen in den drei Anbausystemen biologisch-Dynamisch, Organisch-biologisch und Konventionell. III. Boden: Chemische Untersuchungen, 1. und 2. Fruchtfolgeperiode. Schweizer Landwirtschaftl. Forschung 32(4), 479-507.
- ALIN, S., XUEYUAN L., KANAMORI T., ARAO T. (1996): Effect of long-term application of compost on some chemical properties of wheat rhizosphere and non-rhizosphere soils. Pedosphere, 6:355-363.
- AMLINGER F., GÖTZ B., DREHER P., GESZTI J., WEISSTEINER C. (2003a): Nitrogen in biowaste and yard waste compost: dynamics of mobilisation and availability – a review. Eur. J. Soil Biol. 39, 107-116.
- AMLINGER F., PEYR S., DREHER P. (2003b): Kenntnisstand zur Frage des Stickstoffaustrags in Kompost-Düngungssystemen. Endbericht. Bundesministerium für Land- u. Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft (Hrsg.), Wien.
- AMLINGER F., FAVOINO E., POLLAK M., PEYR S., CENTEMERO M., CAIMA V. (2004): Heavy metals and organic compounds from wastes used as organic fertilisers. Study on behalf of the European Commission, Directorate-General Environment, ENV.A.2.
- AMLINGER F., PEYR S., GESZTI J., DREHER P., WEINFURTNER K., NORTCLIFF S. (2006): Evaluierung der nachhaltig positiven Wirkung von Kompost auf die Fruchtbarkeit und Produktivität von Böden. Literaturstudie. Bundesministerium für Land- u. Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft (Hrsg.), Wien.
- ASCHE E., STEFFENS D., MENGEL K. (1994): Düngewirkung und Bodenstruktureffekte durch den Einsatz von Bioabfallkompost auf landwirtschaftlichen Kulturflächen. VDLUFA-Schriftreihe Nr. 38, Kongreßband 1994, 321-324.
- AVNIMELECH Y., COHEN A. (1993): Can we expect a consistent efficiency of municipal waste compost application? Compost Science & Utilization 4(2), 7-14.
- BARTL B., HARTL W., HORAK O. (1999): Auswirkungen langjähriger Biotonnekompostdüngung und mineralischer NPK-Düngung auf den Spurenelementgehalt von Hafer, Dinkel und Kartoffel. In: Pfannhauser W., Sima A. (Hrsg.): Tagungsband der 15. Jahrestagung der Gesellschaft für Spurenelemente und Mineralstoffe. Graz, 1.-2. 10. 1999.

- BARTL B., HARTL W., HORAK O. (2002): Long-term application of biowaste compost versus mineral fertilization: Effects on the nutrient and heavy metal contents of soil and plants. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 165, 161-165.
- BAZIRAMAKENGA R., SIMARD R. (2001): Effect of deinking paper sludge compost on nutrient uptake and yields of snap bean and potatoes grown in rotation. *Compost Science & Utilization* 9, 115-126
- BERNER, A., SCHERRER D., NIGGLI U. (1995): Effect of different organic manures and garden waste compost on the nitrate dynamics in soil, N uptake and yield of winter wheat. *Biological Agriculture & Horticulture* 11, 289-300.
- BOISCH, A. 1997: Auswirkung der Biokompostanwendung auf Boden, Pflanzen und Sickerwasser an sechs Ackerstandorten in Norddeutschland. *Hamburger Bodenkundliche Arbeiten* Bd. 36.
- BOISCH, A., RUBBERT M., GOETZ D. (1993): Stickstoffhaushalt verschiedener Bodentypen bei der Anwendung von Biokompost. *VDLUFA-Kongreßband 1993. VDLUFA-Schriftenreihe* 37, 621-624.
- BRANDT, M., WILDHAGEN H. (1999): Netto-N-Mineralisation nach mehrjähriger ackerbaulicher Verwertung von Bioabfallkompost und Grünguthäcksel. *Mitt. Dt. Bodenk. Gesellsch.* 91, 743-746.
- BRUNS C., SCHÜLER C. (2002): Suppressive effects of composted yard wastes against soil borne plant diseases in organic horticulture. In: Michel F, Rynk R, Hoitink H (eds) *Composting and Compost Utilization, Proc. 2002 Intl. Symp., May 6-8, Columbus, Ohio, USA*
- BUSINELLI, M., GIGLIOTTI G., GIUSQUIANI P. (1996): Trace element fate in soil profile and corn plant after massive applications of urban waste compost: a six-year study. *Agrochimica*, 40:145-152.
- CABRERA F., DIAZ E., MADRID L. (1989): Effect of using urban compost as manure on soil contents of some nutrients and heavy metals. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 47, 159-169
- CANALI S., TRINCHERA A., INTRIGLIOLO F., POMPILI L., NISINI L., MOCALI S., ALIANELLO A., TORRISI B. (2003): Effect of long term compost utilisation on soil quality of citrus orchards in southern Italy. In: Pullammanappallil P., McComb A., Diaz L., Bidlingmaier W. (eds.): *ORBIT 2003 Organic Recovery and Biological Treatment, Proc. 4th Intl. Conf. ORBIT Assoc. Biol. Process. Organics: Adv. Sustainable Soc., 30 April-2 May 2003, Perth, Australia, Murdoch University, Perth, Australia*, pp 505-514
- CHANEY K., SWIFT R. S. (1986): Studies on aggregate stability. II. The effect of humic substances on the stability of re-formed soil aggregates. *J. Soil Sci.* 37, 337-343.

- CHODAK M., BORKEN W., LUDWIG B., BEESE F. (2001): Effect of temperature on the mineralization of C and N of fresh and mature compost in sandy material. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 164, 289-294
- CLARK M. S., HORWATH W.R., SHENNAN C., SCOW K. M. (1998): Changes in soil chemical properties resulting from organic and low-input farming practices. *Agronomy Journal* 90, 662-671.
- COOK J., KEELING A., BLOXHAM P. (1998): Effect of green waste compost on yield parameters in spring barley (*Hordeum vulgare*) v. Hart. *Acta Horticulturae* 469, 283-286
- CORTELLINI L., TODERI G., BALDONI G., NASSISI A. (1996): Effects on the content of organic matter, nitrogen, phosphorus and heavy metals in soil and plants after application of compost and sewage sludge. pp. 457-467 In: De Bertoldi M., P. Sequi, B. Lemmes and T. Papi. (eds.) *The science of composting*. Blackie Academic and Professional, London.
- DE TOLEDO V., LEE H., WATT T., LOPEZ-REAL J. (1996): The use of dairy manure compost for maize production and its effect on soil nutrients, maize maturity and maize nutrition. In: De Bertoldi M., Sequi P., Lemmes B., Papi T. (eds.): *The Science of Composting*, Blackie Academic and Professional, London, pp 1126-1129
- DIEZ T., KRAUSS M. (1997): Wirkung langjähriger Kompostdüngung auf Pflanzenertrag und Bodenfruchtbarkeit. *Agribiol. Res.*, 50:78-84.
- DRINKWATER L., WAGONER P., SARRANTONIO M. (1998): Legume-based cropping systems have reduced carbon and nitrogen losses. *Nature* 396, 262-265
- EBERTSEDER T., GUTSER R., CLAASSEN N. (1997): Bioabfallkompost – Qualität und Anwendung in der Landwirtschaft. pp. 133-256 In: Gronauer A., N. Claassen, T. Ebertseder, P. Fischer, R. Gutser, M. Helm, L. Popp and H. Schön. *Bioabfallkompostierung – Verfahren und Verwertung*. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Schriftenreihe Heft 139.
- ERHART E., BURIAN K. (1997): Quality and Suppressiveness of Austrian Biowaste Composts. *Compost Science & Utilization* Vol. 5, No. 3, 15-24.
- ERHART E., FEICHTINGER F., HARTL W. (2007): Nitrogen leaching losses under crops fertilized with biowaste compost compared with mineral fertilization. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 170, 608-614.
- ERHART E., HARTL W. (2006): Ecological Waste for Modern Agriculture and Horticulture. pp. 280-287 in: Teixeira da Silva J. A. (ed.): *Floriculture, Ornamental and Plant Biotechnology: Advances and Topical Issues*, Vol. III. Global Science Books, UK. 567 pp.



- ERHART E., HARTL W., BARTL B. (2003): Auswirkungen von Kompostdüngung unter den Bedingungen des Biologischen Landbaus auf die Kaliumversorgung der Kulturpflanzen und den Kaliumgehalt des Bodens. pp. 509-510 in: Freyer B. (Hrsg.): Ökologischer Landbau der Zukunft: Beiträge zur 7. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau, 24. - 26. 2. 2003 in Wien.
- ERHART E., HARTL W., FEICHTINGER F. (2002): Nutrient contents in the soil profile after five years of compost fertilization versus mineral fertilization. in: Michel F., Rynk R., Hoitink H. (eds.): Composting and Compost Utilization. Proceedings of the 2002 International Symposium, May 6-8, Columbus, Ohio, USA.
- ERHART E., HARTL W., PUTZ B. (2005): Biowaste compost affects yield, nitrogen supply during the vegetation period and crop quality of agricultural crops. *Europ. J. Agron.* 23, 305-314.
- ERHART E., HARTL W., PUTZ B. (2008): Total soil heavy metal contents and mobile fractions after 10 years of biowaste compost fertilization. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, in press.
- EVANYLO G., SHERONY C. (2002): Agronomic and environmental effects of compost use for sustainable vegetable production. *Composting and Compost Utilization, Int. Symposium 6.-8. 5. 2002, Columbus, Ohio, USA.*
- FLIEßBACH A., HANY R., RENTSCH D., FREI R., EYHORN F. (2000): DOC trial: soil organic matter quality and soil aggregate stability in organic and conventional soils. In: Alföldi T., Lockeretz W., Niggli U. (Hrsg.): *Proceedings 13<sup>th</sup> International IFOAM Scientific Conference.* vdf Hochschulverlag, Zürich, Switzerland.
- FLIEßBACH A., MÄDER P. (2000): Microbial biomass and size-density fractions differ between soils of organic and conventional agricultural systems. *Soil Biol. Biochem.* 32, 757-768.
- FLIEßBACH A., OBERHOLZER H.-R., GUNST L., MÄDER P. (2007): Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118, 273-284.
- FRAGSTEIN P. VON, SCHMIDT H. (1999): External N sources in an organic stockless crop rotation – useful or useless additives? In: Olesen J, Eltun R, Gooding M, Jensen E, Köpke U (eds) *Designing and Testing of Crop Rotations for Organic Farming, Proc. Intl. Workshop, Danish Research Centre for Organic Farming*, pp 203-212
- FROHNE R. (1990) Kompostdüngung als Meliorationsmaßnahme auf verdichteten Böden. In: Dott W., Fricke K., Oetjen R.: *Biologische Verfahren der Abfallbehandlung.* EF-Verlag für Energie und Umwelttechnik, Berlin.

- FUCHS J. (2002): Practical use of quality compost for plant health and vitality improvement. In: Insam H, Riddech N, Klammer S (eds) *Microbiology of Composting*, Springer Berlin, pp 435-444
- GAGNON B., SIMARD R. (1999): Nitrogen and phosphorus release from on-farm and industrial composts. *Canadian Journal of Soil Science* 79, 481-489
- GAGNON B., SIMARD R., GOULET M., ROBITAILLE R., RIOUX R. (1998) : Soil nitrogen and moisture as influenced by composts and inorganic fertilizer rate. *Can. J. Soil Sci.* 78, 207-215.
- GIUSQUANI P., PAGLIAI M., GIGLIOTTI G., BUSINELLI D., BENETTI A. (1995): Urban waste compost: effects on physical, chemical, and biochemical soil properties. *J. Environ. Qual.* 24, 175-182.
- GLAB T., ZALESKI T. (2005): Does urban waste compost affect physical properties of soil? In: Hartl W., et al.: *Kompostforschung Biotonne Wien – Untersuchungen zur Anwendungsoptimierung von Biotonnenkompost der Stadt Wien*. Unpublished Research Report.
- GOLUEKE C. G. (1975): *Composting. A study of the process and its principles*. 3<sup>rd</sup> printing, Rodale Press, Emmaus, Pennsylvania.
- GRAY E., TAWHID A. (1995): Effect of leaf mulch on seedling emergence, plant survival, and production of bush snap beans. *Journal of Sustainable Agriculture* 6, 15-20
- HADAS, A., PORTNOY R. (1997): Rates of decomposition in soil and release of available nitrogen from cattle manure and municipal waste compost. *Compost Science & Utilization* 5 (3), 48-54.
- HARTL W., ERHART E. (2003): Long term fertilization with compost - effects on humus content and cation exchange capacity. *Ecology and Future, Bulgarian Journal of Ecological Science* 2(3-4), 38-42.
- HARTL W., ERHART E. (2005): Crop nitrogen recovery and soil nitrogen dynamics in a 10-year field experiment with biowaste compost. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 168, 781-788.
- HARTL W., ERHART E., BARTL B., HORAK O. (2003): Beitrag von Biotonnekompost zur Phosphorversorgung in viehlosen biologisch wirtschaftenden Betrieben. pp. 517-518 in: Freyer B. (Hrsg.): *Ökologischer Landbau der Zukunft: Beiträge zur 7. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau*, 24. - 26. 2. 2003 in Wien.
- HARTL W., ERHART E., HUSPEKA C., KROMP B., MEINDL P., PFEIFFER L., SCHWAIGER E., SIEGHARDT M., STOCKINGER M., WALTER B. (1996): *Kompostforschung: Wasserhaushalt, Stickstoffdynamik des Bodens und agrarökologische Aspekte*. Unpublished Research Report.
- HARTZ, T., GIANNINI C. (1998): Duration of composting of yard wastes affects both physical and chemical characteristics of compost and plant growth. *HortScience* 33, 1192-1196.
- HAYNES R. J. (2000): Interactions between soil organic matter status, cropping history, method of quantification and sample pretreatment and their effects on measured aggregate stability. *Biol. Fertil. Soils* 30, 270-275.

- HAYNES R., NAIDU R. (1998): Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 51, 123-137.
- HE Z., YANG X., KAHN B., STOFFELLA P., CALVERT D. (2001): Plant nutrition benefits of phosphorus, potassium, calcium, magnesium, and micronutrients from compost utilization. In: Stoffella P.J., Kahn B.A. (eds.): *Compost Utilization in Horticultural Cropping Systems*, Lewis Publishers, Boca Raton, pp 307-320
- HOITINK H., BOEHM M. (1999): Biocontrol within the context of soil microbial communities: a substrate-dependent phenomenon. *Annual Review of Phytopathology* 37, 427-446
- HOITINK H., FAHY P. (1986): Basis for the control of soilborne plant pathogens with composts. *Annual Review of Phytopathology* 24, 93-114
- HOITINK H., KRAUSE M., HAN D. (2001): Spectrum and mechanisms of plant disease control with composts. In: Stoffella P.J., Kahn B.A. (eds.): *Compost Utilization in Horticultural Cropping Systems*, Lewis Publishers, Boca Raton, pp 263-273
- HUDSON B. D. (1994): Soil organic matter and available water capacity. *J. Soil and Water Cons.* 49, 189-194.
- HUE N., IKAWA H., SILVA J. (1994): Increasing plant-available phosphorus in an ultisol with yard-waste compost. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 25, 3291-3303
- IGLESIAS-JIMENEZ E., ALVAREZ C. (1993): Apparent availability of nitrogen in composted municipal refuse. *Biol. Fertil. Soils* 16, 313-318.
- ILLERA V., WALTER I., CUEVAS G., CALA V. (1999): Biosolid and municipal solid waste effects on physical and chemical properties of a degraded soil. *Agrochimica*, 43:178-186.
- JAKOBSEN S. T. (1996): Leaching of nutrients from pots with and without applied compost. *Resources, Conservation and Recycling* 17, 1-11.
- KAHLE P., BELAU L. (1998): Modellversuche zur Prüfung der Verwertungsmöglichkeiten von Bioabfallkompost in der Landwirtschaft. *Agribiological Research* 51, 193-200
- KHALILIAN A., SULLIVAN M., MUELLER J., SHIRALIPOUR A., WOLAK F., WILLIAMSON R., LIPPERT R. (2002): Effects of surface application of MSW compost on cotton production – soil properties, plant responses, and nematode management. *Compost Science & Utilization* 10, 270-279
- KLASINK A., STEFFENS G. (1996): Grünkomposteinsatz in der Landwirtschaft - Ergebnisse aus einem Feldversuch. In: Braun C (ed) *Sekundärrohstoffe im Stoffkreislauf der Landwirtschaft*. VDLUFA Kongreßband 1996, VDLUFA-Verlag, Darmstadt, pp 385-388

- KLUGE R., MOKRY M. (2000): Ist der produktionsbezogene Bodenschutz bei der landbaulichen Verwertung von Komposten zu gewährleisten? – Ergebnisse eines Forschungsprojektes aus Baden-Württemberg. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 93, 311-314.
- KOLBE H. (2007): Einfache Methode zur standortangepassten Humusbilanzierung von Ackerland unterschiedlicher Anbauintensität. In: Zikeli S., Claupein W., Dabbert S., Kaufmann B., Müller T., Valle Zárate A. (Hrsg.): *Zwischen Tradition und Globalisierung. Beiträge zur 9. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau.* Universität Hohenheim, 20.-23. 3. 2007. Verlag Dr. Köster, Berlin. pp 5-8.
- KÖRSCHENS M., WEIGEL A., SCHULZ E. (1998): Turnover of soil organic matter (SOM) and long-term balances – tools for evaluating sustainable productivity of soils. *Pflanzenernähr. Bodenk.* 161, 409-424.
- KROMP B., PFEIFFER L., MEINDL P., HARTL W., WALTER B. (1996): The effects of different fertilizer regimes on the populations of earthworms and beneficial arthropods found in a wheat field. In: *IOBC/WPRS-Bulletin 19(11) Working Group Meeting "Integrated Control in Field Vegetable Crops"*, Nov. 6-8, 1995, Giutte, France, pp 184-190
- LALANDE R., GAGNON B., SIMARD R. (1998): Microbial biomass C and alkaline phosphatase activity in two compost amended soils. *Canadian Journal of Soil Science* 78, 581-587
- LECLERC B., GEORGES P., CAUWEL B., LAIRON D. (1995): A Five Year Study on Nitrate Leaching under Crops Fertilised with Mineral and Organic Fertilisers in Lysimeters. In: *Nitrogen Leaching in Ecological Agriculture, Biological Agriculture and Horticulture* 11, p.301-308.
- LEITHOLD G., HÜLSBERGEN K.-J., MICHEL D., SCHÖNMEIER H. (1997): Humusbilanzierung – Methoden und Anwendung als Agrar-Umweltindikator. In: *DBU (Deutsche Bundesstiftung Umwelt, Ed.): Umweltverträgliche Pflanzenproduktion – Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen.* Fachtagung 11.-12. 7. 1996, Wittenberg. Zeller Verlag, Osnabrück.
- LIEVENS B., VAES K., COOSEMANS J., RYCKEBOER J. (2001): Systemic resistance induced in cucumber against *Pythium* root rot by source separated household waste and yard trimmings composts. *Compost Science & Utilization* 9, 221-229
- LUMSDEN R., LEWIS J., MILLNER P. (1983): Effect of composted sewage sludge on several soilborne pathogens and diseases. *Phytopathology* 73, 1543-1548
- LYNCH D., VORONEY R., WARMAN P. (2004): Nitrogen availability from composts for humid region perennial grass and legume-grass forage production. *J. Environ. Qual.* 33: 1509-1520.
- MÄDER P., FLIEßBACH A., DUBOIS D., GUNST L., FRIED P., NIGGLI U. (2002): Soil fertility and biodiversity in organic farming. *Science* 296, 1694-1697.

- MADRID F., TRASIERRA M., LOPEZ R., MURILLO J., CABRERA F. (1998): Municipal solid waste compost utilization in greenhouse-cultivated tomato. *Acta Horticulturae* 469, 297-304
- MAGDOFF F., WEIL R. R. (2004): Soil organic matter management strategies. In: Magdoff F., Weil R. R. (Eds.): *Soil organic matter in sustainable agriculture*. CRC Press, Boca Raton. pp. 45-65.
- MARSCHNER H. (1995): *Mineral nutrition of higher plants*. 2<sup>nd</sup> edition. Academic Press, New York.
- MARTINS O., KOWALD R. (1988): Auswirkung des langjährigen Einsatzes von Müllkompost auf einen mittelschweren Ackerboden. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung* 29, 234-244
- MARY B., RECOUS S., DARWIS D., ROBIN D. (1996): Interactions between decomposition of plant residues and nitrogen cycling in soil. *Plant and Soil* 181, 71-82
- MAYER J. (2003): Einfluß der landwirtschaftlichen Kompostanwendung auf bodenphysikalische und bodenchemische Parameter. In: FiBL (Hrsg., 2003): *Auswirkungen von Komposten und von Gärgut auf die Umwelt, Bodenfruchtbarkeit, sowie die Pflanzengesundheit*. Modul 1: Zusammenfassende Übersicht der aktuellen Literatur. Studie im Auftrag des BUWAL.
- MAYNARD A. (1993): Nitrate leaching from compost-amended soils. *Compost Science & Utilization* 1, 65-72.
- MAYNARD A. (1994): Sustained vegetable production for three years using composted animal manures. *Compost Science & Utilization* 2, 88-96
- MAYNARD A. (2000): *Compost: The process and Research*, Bulletin 966, The Connecticut Agricultural Experiment Station, New Haven
- MAYNARD A., HILL D. (2000): Cumulative effect of leaf compost on yield and size distribution in onions. *Compost Science & Utilization* 8, 12-18
- NEVENS F., REHEUL D. (2003): The application of vegetable, fruit and garden waste (VFG) compost in addition to cattle slurry in a silage maize monoculture: nitrogen availability and use. *Europ. J. Agronomy* 19, 189-203.
- OEHL F., OBERSON A., PROBST M., FLIESSBACH A., ROTH H.-R., FROSSARD E. (2001): Kinetics of microbial phosphorus uptake in cultivated soils. *Biol. Fertil. Soils* 34: 31-41
- OEHMICHEN J., GRÖBLINGHOFF F., REINDERS A., DÖRENDAHL A. (1995): Untersuchung über die Verwendung von Bio-Kompost als Kreislaufdünger im Landbau. *Müll und Abfall* 2/95, 74-82
- OEHMICHEN J., GRÖBLINGHOFF F.-F., REINDERS A., DÖRENDAHL A. (1994): Mit Bio-Kompost Mineraldünger einsparen. *Deutsche Landtechnische Zeitschrift* 12/94, 32-36.
- PARDINI, G., VOLTERRANI M., GROSSI N. (1993): Effects of municipal solid waste compost on soil fertility and nitrogen balance: lysimetric trials. *Agr. Med.* 123, 303-310.

- PARKINSON R., FULLER M., GROENHOF A. (1999): An evaluation of greenwaste compost for the production of forage maize (*Zea mays* L.). *Compost Science & Utilization* 7, 72-80
- PASCUAL J., GARCIA C., HERNANDEZ T., AYUSO M. (1997): Changes in the microbial activity of an arid soil amended with urban organic wastes. *Biology and Fertility of Soils* 24, 429-434
- PETERSEN U., STÖPPLER-ZIMMER H. (1999): Orientierende Feldversuche zur Anwendung von Biokomposten unterschiedlichen Rottegrades. In: UBA (Hrsg., 1999): Stickstoff in Bioabfall- und Grünschnittkompost – Bewertung von Bindungsdynamik und Düngewert. Runder Tisch Kompost. Wien, 29.-30. 9. 1998. Umweltbundesamt, Wien.
- PFOTZER G. H., SCHÜLER C. (1999): Effects of different compost amendments on soil biotic and faunal feeding activity in an organic farming system. In: Kromp B (ed) *Entomological Research in Organic Agriculture*. A. B. Academic Publishers, Bicester, UK, pp 1-4
- POIER K. R., RICHTER J. (1992): Spatial distribution of earthworms and soil properties in an arable loess soil. *Soil Biol. Biochem.* 24, 1601-1608.
- RAVIV M., KRASNOVSKY A., MEDINA S., REUVENI R., FREIMAN L., BAR A. (1998): Compost as a controlling agent against *Fusarium* wilt of sweet basil. *Acta Horticulturae* 469, 375-381
- REIDER C., HERDMAN W., DRINKWATER L., JANKE R. (2000): Yields and nutrient budgets under composts, raw dairy manure and mineral fertilizer. *Compost Science & Utilization* 8, 328-339
- RODRIGUES M., LOPEZ-REAL J., LEE H. (1996): Use of composted societal organic wastes for sustainable crop production. In: De Bertoldi M., Sequi P., Lemmes B., Papi T. (eds.): *The Science of Composting*, Blackie Academic & Professional, London, pp 447-456
- ROE N., CORNFORTH G. (1997): Yield effects and economic comparison of using fresh or composted dairy manure amendments on double-cropped vegetables. *HortScience* 32, 462
- RÖMER W., GERKE J., LEHNE P. (2004): Phosphate fertilisation increases nitrogen fixation of legumes. *Ökologie & Landbau* 132(4), 37-39
- SAGER, M. (1997): Possible trace metal load from fertilizers. *Die Bodenkultur* 48, 217-223.
- SAHIN H. (1989): Auswirkung des langjährigen Einsatzes von Müllkompost auf den Gehalt an organischer Substanz, die Regenwurmaktivität, die Bodenatmung sowie die Aggregatstabilität und die Porengrößenverteilung. *Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges.* 59/II, 1125-1130.
- SANCHEZ J., WILLSON T., KIZILKAYA K., PARKER E., HARWOOD R. (2001): Enhancing the mineralizable nitrogen pool through substrate diversity in long term cropping systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65: 1442-1447.

- SAUERBECK D. (1992): Funktionen und Bedeutung der organischen Substanzen für die Bodenfruchtbarkeit – ein Überblick. Berichte über Landwirtschaft Sdh. 206. Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup.
- SCHACHTSCHABEL P., BLUME H.-P., BRÜMMER G., HARTGE K., SCHWERTMANN U. (1998): Lehrbuch der Bodenkunde. 14. Aufl., Enke Verlag, Stuttgart.
- SCHERER H., WERNER W., NEUMANN A. (1996): N-Nachlieferung und N-Immobilisierung von Komposten mit unterschiedlichem Ausgangsmaterial, Rottegrad und C/N-Verhältnis. Agribiol. Res. 49, 120-129.
- SCHNUG E., HANEKLAUS S. (2002): Landwirtschaftliche Produktionstechnik und Infiltration von Böden – Beitrag des ökologischen Landbaus zum vorbeugenden Hochwasserschutz. Landbauforschung Völkenrode 52, 197-203.
- SCHWAIGER E., WIESHOFER I. (1996): Auswirkungen von Biotonnenkompost auf bodenmikrobiologische und enzymatische Parameter im biologischen Landbau. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 81, 229-232.
- SCHWEIGER P. (2005): Wurzel und Mykorrhiza. in: In: Hartl W., et al.: Kompostforschung Biotonne Wien – Untersuchungen zur Anwendungsoptimierung von Biotonnenkompost der Stadt Wien. Unpublished Research Report.
- SEKERA F., BRUNNER A. (1943): Beiträge zur Methodik der Gareforschung. Bodenk. Pflanzenern. 29, 169-212.
- SERRA-WITTLING C., HOUOT S., BARRIUSO E. (1995): Soil enzymatic response to addition of municipal solid-waste compost. Biology and Fertility of Soils 20, 226-236
- SHEPHERD M., HARRISON R., WEBB J. (2002): Managing soil organic matter – implications for soil structure on organic farms. Soil Use and Management 18, 284-192.
- SIEBERT S., LEIFELD J., KÖGEL-KNABNER I. (1998): Stickstoffmineralisierung von Bioabfallkomposten unterschiedlicher Rottegrade nach Anwendung auf landwirtschaftlich genutzte und rekultivierte Böden. Z. f. Kulturtechnik u. Landentwicklung 39, 69-74.
- SIEGRIST S., SCHAUB D., PFIFFNER L., MÄDER P. (1998): Does organic agriculture reduce soil erodibility? The results of a long-term field study on loess in Switzerland. Agric. Ecosyst. Environ. 69, 253-264.
- SMIDT E., TINTNER J. (2007): Application of differential scanning calorimetry (DSC) to evaluate the quality of compost organic matter. Thermochemica Acta 459, 87-93.
- STEFFENS D., PAPE H., ASCHE E. (1996): Einfluß von Bioabfallkompost verschiedener Reifegrade auf die Bodenfruchtbarkeit. VDLUFA-Kongreßband 1996, VDLUFA-Schriftenreihe 44, 405-408, VDLUFA-Verlag, Darmstadt.
- STEVENSON F. J. (1982): Humus Chemistry. John Wiley & Sons, New York.

- STILWELL D. (1993): Evaluating the suitability of MSW compost as a soil amendment in field grown tomatoes. Part B: Elemental Analysis. *Compost Sci. & Util.* 1(3), 66-72.
- STOFFELLA P., GRAETZ D. (1996): Sugarcane filtercake compost influence on tomato emergence, seedling growth, and yields. In: De Bertoldi M., Sequi P., Lemmes B., Papi T. (eds.): *The Science of Composting*, Blackie Academic and Professional, London, pp 1351-1356
- STONE A. (2002): Organic matter-mediated suppression of *Pythium*, *Phytophthora* and *Aphanomyces* root rots in field soils. In: Michel F, Rynk R, Hoitink H (eds) *Composting and Compost Utilization*, Proc. 2002 Intl. Symp., May 6-8, Columbus, Ohio, USA
- STÖPPLER-ZIMMER H., PETERSEN U. (1997): Bewertungskriterien für Qualität und Rottestadium von Bioabfallkompost unter Berücksichtigung der verschiedenen Anwendungsbereiche. Orientierende Feldversuche mit Bioabfallkomposten unterschiedlichen Rottegrades. In: Umweltbundesamt (ed.): *Neue Techniken zur Kompostierung, Verwertung auf landwirtschaftlichen Flächen. Band I.* Verlag UBA, Berlin.
- STRUMPF T., PESTEMER W., BUCHHORN R. (2004): Nähr- und Schadstoffstatus in Boden und Pflanze nach Anwendung von Bioabfallkompost aus Ballungsgebieten im Gemüseanbau. *Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd.* 56, 264-268.
- STUKENHOLTZ P., KOENIG R., HOLE D., MILLER B. (2002): Partitioning the nutrient and nonnutrient contributions of compost to dryland-organic wheat. *Compost Science & Utilization* 10, 238-243
- TIMMERMANN F., KLUGE R., BOLDUAN R., MOKRY M., JANNING S. (2003): Nachhaltige Kompostverwertung – pflanzenbauliche Vorteilswirkungen und mögliche Risiken. In: Gütegemeinschaft Kompost Region Süd e.V. (Hrsg.): *Nachhaltige Kompostverwertung in der Landwirtschaft. Abschlußbericht.* LUFA Augustenberg, Karlsruhe.
- TISDALL J. M., OADES J. M. (1982): Organic matter and water-stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.* 33, 141-163.
- VDLUFA (Ed., 2004): *Standpunkt Humusbilanzierung. Methode zur Beurteilung und Bemessung der Humusversorgung von Ackerland.* VDLUFA Verlag, Bonn.
- VOGTMANN H., FRICKE K. (1989): Nutrient value and utilization of biogenic compost in plant production. *Agriculture, Ecosystems, Environment* 27, 471-475
- VOGTMANN H., FRICKE K., TURK T. (1993a): Quality, physical characteristics, nutrient content, heavy metals and organic chemicals in biogenic waste compost. *Compost Science & Utilization* 1, 69-87
- VOGTMANN H., MATTHIES K., KEHRES B., MEIER-PLOEGER A. (1993b): Enhanced food quality: effects of composts on the quality of plant foods. *Compost Science & Utilization* 1, 82-100



- VOLTERRANI M., PARDINI G., GAETANI M., GROSSI N., MIELE S. (1996): Effects of application of municipal solid waste compost on horticultural species yield. In: De Bertoldi M., Sequi P., Lemmes B., Papi T. (eds.): *The Science of Composting*, Blackie Academic and Professional, London, pp 1385-1388
- WEGENER H.-R., MOLL W. (1997): Beeinflussung des Bodens in physikalischer und chemischer Hinsicht. *Handbuch Müll und Abfall, Lieferung 2/97*.
- WEIL R. R., MAGDOFF F. (2004): Significance of soil organic matter to soil quality and health. In: Magdoff F., Weil R. R. (Eds.): *Soil organic matter in sustainable agriculture*. CRC Press, Boca Raton. pp. 1-43.
- WORKNEH F., VAN BRUGGEN A., DRINKWATER L., SHENNAN C. (1993): Variables associated with corky root and Phytophthora root rot of tomatoes in organic and conventional farms. *Phytopathology* 83, 581-589
- ZAUNER G., STAHR K. (1997): Kompost- und Grünguthäckselanwendung in der Landwirtschaft – Erste Ergebnisse zu bodenphysikalischen und –mikrobiologischen Parametern. *Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges.* 83, 391-392.
- ZETHNER G., GÖTZ B., AMLINGER F. (2000): Qualität von Komposten aus der getrennten Sammlung. UBA Monographien, Bd. 133. Umweltbundesamt, Wien.
- ZHANG M., HEANEY D., SOLBERG E., HERIQUEZ B. (2000): The effect of MSW compost on metal uptake and yield of wheat, barley and canola in less productive farming soils of Alberta. *Compost Science & Utilization* 8, 224-235
- Binkley, D., Matson, P. (1983): Ion Exchange Resin Bag Method for Assessing Forest Soil Nitrogen Availability. *Soil Science Society of America Journal* 47: 1050-1052.
- Brtnický, M., Dvořáčková, H., Elbl, J., Kynický, J., Hladký, J. (2017): Changes in Soil Aggregate Stability Induced by Mineral Nitrogen Fertilizer Application. *Acta Univ. Agric. Silv. Mendelianae Brun.* 2017, 65, 1477-1482
- Hanselman, T.A., Graetz, D.A. and Obreza, T.A. (2004) A comparison of in situ methods for measuring net nitrogen mineralization rates of organic soil amendments, *J. Environ. Qual.* 33:1098–1105.
- Lehmann, J., Kaiser, K. and Peter, I. (2001) Exchange resin cores for the estimation of nutrient fluxes in highly permeable tropical soil. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 164, 57- 64.
- Halada, L., Záhora, J., Gajdoš, P., Hreško, J., Tůma, I., David, S., Mojses, M., Bugár, G., Kohút F., Boltžiar, M., Majzlan, O. (2016): Alpine Grasslands of Western Tatra Mts. under Impact of Long-Term Air Pollution. *Životné prostredie*, 50, 2, p. 72 – 80.
- Keith, H., Wong, S.C. (2006): Measurement of soil CO<sub>2</sub> efflux using soda lime absorption: Both quantitative and reliable. *Soil Biology and Biochemistry* 38(5): 1121-1131.

- Li, Z. M., Skogley, E. O., and Ferguson, A. H. (1993) Resin adsorption for describing bromide transport in soil under continuous or intermittent unsaturated water flow. *J. environmental quality*, 22(4), 715-722.
- Nohel, P., Záhora, J., Mejzlík, L. (2008): Sledování úniku minerálního dusíku z půd různých ekosystémů v OPVZ II. st. Březová nad Svitavou. *SOVAK*, 7-8: 48-51.
- Schwartz, R.C., McInnes, K.J., Juo, A.S.R., and Wilding, L.P. (1999) Boundary effects on solute transport in finite soil columns. *Water Resources Research*. 35 (3) 671- 681.
- Šrámek, V. -- Kulhavý, J. -- Fadrhonsová, V. -- Vejpusťková, M. -- Lomský, B. -- Záhora, J. (2004): Vliv současných depozic dusíku na zvyšování přírůstu a kvalitu výživy smrkových porostů. dílčí zpráva projektu NAZV QC1723. *VÚLHM*. 49 s.
- Van Dijk, K., Lesschen, J.P., Oenema, O. (2015). Phosphorus flows and balances of the European Union Member States. *The Science of the total environment*. 10.1016/j.scitotenv.2015.08.048.
- Wienhold, B.J., Varvel, G.E. and Wilhelm, W.W. (2009) Container and Installation Time Effects on Soil Moisture, Temperature, and Inorganic Nitrogen Retention for an in situ Nitrogen Mineralization Method. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 40:13-14,2044-2057, DOI: 10.1080/00103620902960575.
- Willich, M., and Buerkert, A., (2016) Leaching of carbon and nitrogen from a sandy soil substrate: A comparison between suction plates and ion exchange resins. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 179. doi :10.1002/jpln.201600036.
- Yavitt, J.B., and Wright, S.J. (1996): Temporal patterns of soil nutrients in a Panamanian moist forest revealed by ion-exchange resin and experimental irrigation. *Plant and Soil* 183: 117-129.
- Záhora, J. (2001): Dostupnost dusíku v půdě vřesovišť Národního parku Podyjí. *Thayensia*, 4, 169 – 181.
- Záhora, J., Chytrý, M., Holub, P., Fiala, K., Tůma, I., Vavříková, J., Fabšičová, M., Keizer, I., Filipová, L. (2016): The Effect of Nitrogen Accumulation on Heathlands and Dry Grasslands in the české Podyjí National Park. *Životné prostredie*, 50, 2, p. 97 – 107.
- Záhora, J., Nohel, P. Kintl, A., (2011): Vyplavování minerálního dusíku z orných, lučních a lesních půd v OPVZ II. st. Březová nad Svitavou. *Sborník přednášek Voda Zlín 2011*, Zlín: Moravská vodárenská, a. s., 1: 49–54.





**EVROPSKÁ UNIE**

Tento materiál byl vydán v rámci projektu ATCZ42 INTEKO

2019

**Interreg**   
Rakousko-Česká republika  
Evropský fond pro regionální rozvoj

**zeRA** zemědělská ekologická regionální agentura, z.s.

**bio**forschung  
austria

Mendel  
University  
in Brno 

**BAW**  MINISTERIUM  
FÜR EIN  
LEBENSWEERTES  
ÖSTERREICH  
BUNDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT