

UNIVERZITA PALACKÉHO V OLOMOUCI

PŘÍRODOVĚDECKÁ FAKULTA

Katedra ekologie a životního prostředí



Možnosti snížení emisí metanu při pěstování rýže

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Ivan Filipský

N1501: Hydrobiologie

Prezenční studium

Vedoucí práce: Doc. RNDr. Martin Rulík Ph.D.

Konzultant: MSc. Saw Min

Olomouc 2019

Bibliografická identifikace

Jméno a příjmení autora: Ivan Filipický

Název práce: Možnosti snížení emisí metanu při pěstování rýže

Typ práce: diplomová práce

Pracoviště: Katedra ekologie a životního prostředí, Přírodovědecká fakulta Univerzity Palackého v Olomouci

Vedoucí práce: Doc. RNDr. Martin Rulík, Ph.D.

Rok obhajoby práce: 2019

Abstrakt: Rýže je jednou z nejvýznamnějších potravin světa. Globální změna klimatu je velmi komplexní jev záviselý na mnoha faktorech. Mezi tyto faktory patří například Milankovičovy cykly, změny sluneční aktivity, desková tektonika, mořské proudění, přítomnost aerosolů v atmosféře, vliv vegetačního krytu zemského povrchu či změny magnetické polarity Země. Jeden z klíčových vlivů na zemské klima má i skleníkový efekt. Ačkoliv je koncentrace metanu v atmosféře řádově nižší než oxidu uhličitého, molekula metanu má mnohonásobně vyšší potenciál absorbovat infračervené záření. Metan přirozeně vzniká při vulkanické činnosti a jako koncový produkt dekompozice organické hmoty působením metanogenních archeí. V aerobním prostředí může být metan oxidován metanotrofními bakteriemi. S rostoucí lidskou populací rostla i antropogenní produkce metanu, která dnes převažuje nad přirozenou produkcí. Produkce metanu rýžovišti je jedním z nejvýznamnějších antropogenních zdrojů metanu. Bylo zjištěno, že přerušované zaplavení půdy při pěstování rýže vede díky aerobním procesům ke snížení emisí metanu i k lepšímu prospívání rostlin rýže. Dále se ukázalo, že samotná přítomnost rostliny rýže významně zvyšuje emise metanu, pravděpodobně díky produkci kořenových exudátů a odumřelé biomasy rostlinou. Vedle vodního managementu má klíčový vliv i přítomnost organické hmoty v půdě. Hnojení organickým hnojivem tedy vede ke zvýšení produkce metanu. Další úkon, který může snížit produkci metanu rýžovištěm je aplikace anorganických hnojiv. Rozdíly v produkci obilí mezi jednotlivými ošetřeními ale nebylo možné stanovit kvůli technickým možnostem. Ideální management pro pěstování rýže s nízkou produkcí metanu a při zachování výtěžku by pravděpodobně zahrnoval změny anaerobních podmínek v rýžovišti, jako například aeraci vody či pěstování v brázdách. Dále je vhodné aplikovat anorganická hnojiva namísto organických a nevracet sklizenou biomasu do rýžoviště. Aplikace karbidu vápenatého v kapslích či využití systému *Azolla-Anabaena* mohou rovněž snížit emise metanu z rýžovišť.

Klíčová slova: pěstování rýže, změna klimatu, skleníkový efekt, emise metanu

Počet stran: 59

Počet příloh: 1

Jazyk: český

Citace: Filipický, I. (2019): Možnosti snížení emisí metanu při pěstování rýže [diplomová práce]. Olomouc: Katedra ekologie a ŽP PřF UP v Olomouci, 59 s. 1 příloha, česky.

Bibliographical identification

Author's first name and surname: Ivan Filipský

Title: Mitigation Options for Methane Emission from Rice Cultivation

Type of thesis: diploma thesis

Department: Department of Ecology and Environment, Faculty of Science, Palacký University in Olomouc, Czech Republic

Supervisor: Doc. RNDr. Martin Rulík, Ph.D.

The year of presentation: 2019

Abstract: Rice is one of the world's important food crops. Global climate change is very complex phenomenon depending on many factors. These factors include Milankovitch cycles, changes in solar activity, plate tectonics, thermohaline circulation, presence of aerosols in the atmosphere, influence of the vegetation cover of the Earth's surface or the change of the Earth's magnetic polarity. One of the key effects on the Earth's climate is the greenhouse effect. Although the concentration of methane in the atmosphere is lower than that of carbon dioxide, the methane molecule has a much higher potential to absorb infrared radiation. Methane is naturally produced by volcanic activity and as a terminal product of organic matter decomposition by methanogenic archaea. In an aerobic environment, methane can be oxidized by metanotrophic bacteria. With the growing human population, anthropogenic methane production has also grown and which now prevails over the natural production. Rice paddy methane production is one of the most important anthropogenic sources of methane. It has been found that the intermittent flooding of the soil during rice cultivation, due to aerobic processes, leads to a mitigation of methane emissions as well as a better growth of the plants. Furthermore, the presence of the rice plant has been shown to significantly increase methane emissions, probably due to the plant's production of root exudates and dead biomass. In addition to water management, the presence of organic matter in the soil is also crucial. Thus, fertilization with organic fertilizer leads to increased methane production. However, differences in the production of caryopses between treatments could not be determined due to technical possibilities. Ideal management for rice cultivation with low methane production and yield maintenance would likely involve changes in anaerobic conditions in the rice paddy such as water aeration or ridge cultivation. Moreover, it is advisable to apply inorganic fertilizers instead of organic and not to return harvested biomass to the paddy. The application of encapsulated calcium carbide or the use of the Azolla-Anabaena cultivation system can also reduce methane emissions from paddy fields.

Keywords: rice cultivation, climate change, greenhouse effect, methane emission

Number of pages: 59

Number of appendices: 1

Language: Czech

Citation: Filipický, I. (2019): Mitigation Options for Methane Emission from Rice Cultivation [diploma thesis]. Department of Ecology and Environment, Faculty of Science, Palacký University in Olomouc, 59 p. 1 appendix, Czech.

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracoval samostatně pod vedením Doc. RNDr. Martina Rulíka, Ph.D. a že veškeré citované zdroje uvádím v seznamu literatury.

V Olomouci 13. května 2019

.....

Podpis

Obsah

Seznam tabulek	viii
Seznam obrázků	ix
Poděkování.....	xi
1 Úvod.....	1
2 Cíle práce	3
3 Literární rešerše.....	4
3.1 Rýže.....	4
3.2 Globální oteplování	5
3.2.1 Milankovičovovy cykly	5
3.2.2 Sluneční aktivita.....	6
3.2.3 Kontinentální drift.....	6
3.2.4 Termohalinní cirkulace	7
3.2.5 Aerosoly v atmosféře	7
3.2.6 Vliv vegetačního krytu.....	8
3.2.7 Magnetické pole Země.....	8
3.3 Skleníkový efekt.....	9
3.3.1 Skleníkové plyny a absorpce slunečního záření.....	9
3.3.2 Význam vody	10
3.4 Skleníkové plyny na bázi uhlíku	11
3.4.1 Uhlík a skleníkové plyny	11
3.4.2 Metan a jeho produkce v přírodě	11
3.4.3 Biologický vznik metanu	11
3.4.4 Oxidace metanu.....	13
3.4.5 Abiotický vznik metanu	15
3.5 Produkce metanu na Zemi	18
3.5.1 Význam metanu	18
3.5.2 Zdroje metanu	18
3.5.3 Přírodní zdroje metanu.....	19
3.5.4 Antropogenní zdroje metanu.....	20
3.6 Globální oteplování a pěstování rýže	21

3.6.1	Skleníkové plyny a rýžoviště	21
3.6.2	Vývoj mikrobiálního společenstva rýžoviště	21
3.6.3	Produkce metanu rýžovišti	22
3.6.4	Oxidace metanu v rýžovištích	23
3.6.5	Faktory ovlivňující emise metanu rýžovišti	24
4	Experimentální část	26
4.1	Materiál a metody	26
4.1.1	Přípravy a pozadí experimentu	26
4.1.2	Aplikace hnojiv	26
4.1.3	Vodní režim	28
4.1.4	Sběr dat – hodnocení růstu rostlin	29
4.1.5	Měření emisí skleníkových plynů a abiotických faktorů	30
4.1.6	Hodnocení biomasy rostlin po sklizni	32
4.1.7	Zpracování dat a výpočty	32
4.2	Výsledky	34
4.2.1	Emise metanu	34
4.2.2	Hodnocení růstu a parametrů rostlin	37
4.3	Diskuse	43
5	Závěr	47
6	Seznam použité literatury	50
7	Seznam příloh	59
	Příloha: Fotodokumentace	59

Seznam tabulek

Tabulka č. 1: Dělení substrátů pro metanogeny a způsob metanogeneze.

Tabulka č. 2: Hlavní taxonomické skupiny metanogenních archeí.

Tabulka č. 3: Shrnutí přirozených abiotických zdrojů a přirozené způsoby vzniku metanu.

Tabulka č. 4: Hlavní zdroje atmosférického metanu.

Tabulka č. 5: Shrnutí výpočtu množství aplikovaných anorganických hnojiv.

Tabulka č. 6: Shrnutí experimentálních ošetření.

Seznam obrázků

Obrázek č. 1: Oblasti vlnových délek infračerveného záření z hlediska působení různých skleníkových plynů.

Obrázek č. 2: Schéma anaerobní dekompozice a metanogeneze.

Obrázek č. 3: Podíl jednotlivých zdrojů metanu na celkové emise metanu přírodního původu.

Obrázek č. 4: Podíl jednotlivých zdrojů metanu na celkové emise metanu antropogenního původu za rok.

Obrázek č. 5: Schéma produkce a spotřeba metanu v rýžovišti a jeho transport do atmosféry.

Obrázek č. 6: Krabičkový diagram emisí metanu z 1 m² na 1 den pro jednotlivá ošetření.

Obrázek č. 7: Vývoj průměrné koncentrace metanu v anaerobních podmínkách jednotlivých ošetření po 40minutové inkubaci ze vzorkování 4. 10. 2017.

Obrázek č. 8: Vývoj průměrné koncentrace metanu v aerobních podmínkách jednotlivých ošetření po 40minutové inkubaci ze vzorkování 4. 10. 2017.

Obrázek č. 9: Vývoj průměrné výšky nejdelšího nodu rostlin rýže měřené s týdenním odstupem pro jednotlivá ošetření.

Obrázek č. 10: Vývoj průměrné listové plochy pro jednotlivá ošetření s proloženou průměrnou denní teplotou ve skleníku během fotosynteticky nejvýznamnějšího období (8:00-16:00 hod).

Obrázek č. 11: Srovnání vývoje průměrné výšky nejdelšího nodu rostlin rýže pro rostliny v trvale zamokřeném a periodicky odvodňovaném prostředí bez uvažovaného vlivu hnojiva.

Obrázek č. 12: Srovnání vývoje průměrné listové plochy rostlin rýže pro rostliny v trvale zamokřeném a periodicky odvodňovaném prostředí bez uvažovaného vlivu hnojiva s proloženou průměrnou denní teplotou ve skleníku během fotosynteticky nejvýznamnějšího období (8:00-16:00 hod).

Obrázek č. 13: Srovnání celkové průměrné hmotnosti čerstvé biomasy rostlin rýže mezi jednotlivými ošetřeními (bezprostředně po sklizni).

Obrázek č. 14: Srovnání celkové průměrné hmotnosti suché biomasy rostlin rýže mezi jednotlivými ošetřeními.

Obrázek č. 15: Srovnání průměrného počtu nodů u rostlin rýže mezi jednotlivými ošetřeními.

Obrázek č. 16: Srovnání průměrného objemu kořene u rostlin rýže mezi jednotlivými ošetřeními.

Poděkování

Děkuji svému vedoucímu Doc. RNDr. Martinu Rulíkovi, Ph.D. za možnost podílet se na tomto výzkumu a za vstřícnost, ochotu, schovívavost a obětovaný čas. Dále velký dík patří odbornému asistentovi a mému konzultantovi MSc. Sawovi Minovi rovněž za možnost podílet se na tomto výzkumu a za jeho cenné rady a připomínky. V neposlední řadě děkuji Oddělení fytopatologie a mikrobiologie při Katedře botaniky za poskytnutí prostor ve skleníku, Katedře biofyziky Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci za softwarové vyhodnocení listové plochy rostlin a Katedře analytické chemie Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci za poskytnutí přístupu do laboratoře s plynovou chromatografií. Na závěr děkuji své rodině, která mi vytvářela podmínky a podporovala mě během psaní této práce.

V Olomouci dne 13. května 2019

1 Úvod

Rýže je stěžejní potravina v Jihovýchodní Asii a významná potravina ve světě. Roční spotřeba rýže se blíží 0,5 miliardy tun za rok v letech 2018/2019. V oblasti jihovýchodní Asie je pěstováno a spotřebováno přes 90% její světové produkce. Jihovýchodní Asii obývá přes 56% světové populace, takže lze rýži považovat za jednu nejvýznamnějších plodin světa (Papademetriou 2000). Navíc 80% rýže je produkováno v rozvojových zemích drobnými pěstiteli s nízkým příjmem. Kupříkladu v Indii je pěstování rýže klíčový zdroj obživy a 60% indických pracujících je závislých na zemědělství (Gathorne-Hardy 2013).

Rok 2018 byl průměrně o 0,85°C teplejší oproti době před počátkem průmyslové revoluce (GISTEMP 2019). Vedle fotosynteticky významného skleníkového plynu oxidu uhličitého je významným skleníkovým plynem metan, jehož molekula pohlcuje efektivněji infračervené záření než molekula CO₂ (Sampanpanish 2012).

Pěstování rýže je vedle chovu dobytka významným antropogenním producentem metanu (Ehhalt et al. 1996). Ačkoliv je významná část lidské populace na produkci rýže závislá, je žádoucí tyto emise snižovat. Metan je produkován v koncové části procesu dekompozice organické hmoty metanogenními organismy (domény *archaea*) ve striktně anaerobních podmínkách (Neue 1993). Emise skleníkových plynů rýžovišti je závislá na mnoha faktorech jako teplota, režim zaplavení, denní doba, režim hnojení nebo daná varieta rýže (Hongmin et al. 1996).

V Myanmaru ministerstvo zemědělství a zavlažování doporučuje pěstitelům rýže hnojení anorganickými hnojivy v určitém množství a složení, avšak pěstitelé v praxi často používají jiné (nižší) množství a složení anorganických hnojiv (ať už na základě zkušeností nebo finančních možností). V této práci se tedy pokusím odhalit rozdíly mezi emisemi metanu produkovaného při pěstování rýže primárně za trvalého a přerušovaného zaplavení a sekundárně za použití anorganických hnojiv (dle doporučení ministerstva a pěstitelské praxe) nebo organických hnojiv (kravské mrvy). Na základě

těchto zjištění se pokusím určit, jaká kombinace závlahy a hnojení je ideální k pěstování s ohledem na snížení produkce metanu a udržení výnosnosti.

2 Cíle práce

Cílem teoretické části mé diplomové práce (literární rešerše) je představit rýži jako rostlinu a významnou kulturní plodinu. Dále shrnout komplexní problematiku změny klimatu a poukázat na její souvislost s pěstováním rýže a představit problematiku hlavního skleníkového plynu uvolňovaného rýžovišti – metanu.

Cílem experimentální části práce je jednak sledovat emise metanu produkované rýží pěstovanou ve skleníku při různých experimentálních zásazích a vyhodnotit tzv. denní tok (flux) metanu. Dalším úkolem je posoudit dopady jednotlivých zásahů s ohledem na finální výtěžek. Posledním úkolem je navrhnout optimální management pěstování rýže ve vztahu k celkové emisi metanu.

3 Literární rešerše

3.1 Rýže

Rýže setá (*Oryza sativa*, L.) je kulturní plodina z čeledi lipnicovitých (*Poaceae*), jež vznikla šlechtěním pravděpodobně tzv. divoké rýže – druhu *Oryza rufipogon* pocházejícího z Indie. Z latnatého květenství vznikají plody – obilky, které se konzumují (Svobodová 2011). Jedná se v podstatě o jednoděložnou travinu vyšlechtěnou na růst v zamokřeném prostředí díky provětrávacímu pletivu (aerenchymu) v kořenech (Holubová 1989). Kořeny vyšších rostlin kořenujících ve vodě a anaerobním substrátu (jako je právě rýže) vyžadují pro růst, obnovu a k aktivnímu transportu sacharidů a dalších živin kyslík. K tomuto oksyločení slouží systém intercelulár zvaný aerenchym (viz *fotodokumentace* č. 5) umožňující difuzi kyslíku z listů do kořenů, odkud se následně může uvolňovat do půdy (Gathorne-Hardy 2013). Vedle rýže seté (přezdívané asijská) se ve významné míře pěstuje rýže africká – *Oryza glaberrima*, Steud., které se tato práce dále nevěnuje. Dnes je nejrozšířenější pěstování dvou poddruhů rýže seté (asijské) – subsp. japonica a indica, které se dále dělí na variety. (Vaughan et al. 2008). První domestikace rýže seté dle odhadů spadá do doby před 7 000 lety v okolí řeky Jang-c'-ťiang (Zheng et al. 2007).

Vedle technologie šlechtění a zavlažování rýžovišť má na rozšíření pěstování rýže vliv zvládnutí jedné z prvních biotechnologií – *Azolla* – *Anabaena* systému. Jedná se o symbiózu vodní kapradiny *Azolla* sp. (řád *Salviniales*) s vláknitou sinicí *Anabaena azollae* (řád *Nostocales*). Sinice dokáže do svých specializovaných buněk – heterocytů vázat vzdušný dusík. Tím tento symbiotický systém významným způsobem obohacuje vodu v rýžovišti o dusičnany – klíčové živiny pro růst rostlin (Wagner 1997).

3.2 Globální oteplování

Globální vývoj zemského klimatu závisí na mnoha faktorech. Nejznámějším vlivem na současný trend globálního oteplování je tzv. skleníkový efekt a nejdiskutovanějším skleníkovým plynem je oxid uhličitý.

3.2.1 Milankovičovy cykly

Jeden z mnoha faktorů ovlivňujících zemské klima jsou změny v příjmu slunečního záření Zemí kvůli cyklům, které dokázal srbský geofyzik Milutin Milankovič. Milankovičova teorie zahrnuje tři jevy – excentricitu oběžné dráhy Země kolem Slunce, precesi (krouživý pohyb zemské osy) a nutaci (kývání zemské osy). Tyto jevy hrají významnou roli na dlouhodobé škále vývoje zemského klimatu jako např. při střídání glaciálů a interglaciálů (Kutílek 2008).

Změna excentricity (výstřednosti) oběžné dráhy vyjadřuje míru změny od téměř kruhové (výstřednost 0,005) po eliptickou (výstřednost 0,058). K tomuto jevu dochází hlavně díky gravitačnímu působení Jupiteru a Saturnu (Kutílek 2008). Periodicita tohoto jevu se pohybuje mezi 96 000 a 127 000 let (Pälike 2005). Vedle dominantního působení velkých planet existuje mnoho dalších vlivů na tvar oběžné dráhy Země s různou periodicitou, takže je jeho vývoj poměrně chaotický.

Precese zemské osy je krouživý pohyb zemské osy způsobený primárně gravitačním působením Měsíce a Slunce. Zemská osa tak za jeden cyklus vykreslí dráhu dvou hroty na sebe postavených kuželů. Tento jev má periodicitu 25 772 let (tzv. Platónský rok) (Hohenkerk et al. 1992). Měsíc má na tomto jevu hlavní podíl. Protože má Země tvar rotačního elipsoidu, má gravitační působení Měsíce tendenci rovníkovou výduť Země srovnat s rovinou jeho oběžné dráhy (Vanýsek 1980).

Nutace je změna sklonu zemské osy (oblikvity) vůči rovině ekliptiky. Tento kývavý pohyb vzniká také díky gravitačnímu působení Měsíce a Slunce a skládá se s pohybem precese. Periodicita tohoto jevu je 18,6 let s amplitudou 9,21 úhlové vteřiny (Müller 2015).

3.2.2 Sluneční aktivita

Aktivita Slunce vykazuje cykly s různou periodicitou jako je výskyt slunečních skvrn nebo střídání magnetické aktivity. Změny emitované sluneční aktivity a magnetického pole mají větší vliv na globální klima než zvýšení koncentrace oxidu uhličitého od období průmyslové revoluce (Lane et al. 1994). Nejznámějším slunečním cyklem je Schwabeův cyklus s periodicitou přibližně 11 let projevující se změnami v intenzitě slunečního záření, emitováním materiálu Sluncem (slunečním větrem), změnami v počtu a velikosti slunečních skvrn a erupcí. Objevitel slunečních skvrn a solárního cyklu Heinrich Schwabe zjistil minimální rozdíl 9 let a maximální 14 let v období 17. a 18. století. Tyto komplexní jevy mají významný vliv na globální vývoj klimatu (Miyahara et al. 2010).

Změny sluneční aktivity mají také významný vliv na výskyt mraků bránících pronikání slunečního záření k povrchu (viz kapitola 3.3.2). Vesmír je prostoupen kosmickým zářením pocházejícím převážně ze zániků supernov. Toto záření je tvořeno převážně protony, jádru helia, elektrony a dalšími elementárními částicemi a prostupuje také heliosférou, tzn. oblastí dosahu slunečního větru. Sluneční vítr je řídké plasma obsahující podobně jako kosmické záření protony, jádru helia, elektrony a magnetická pole vycházející ze Slunce. Intenzita tohoto jevu souvisí s výskytem slunečních skvrn (Lála & Vitek 1982). Sluneční vítr a kosmické záření spolu interagují. Čím slabší je sluneční vítr, tím snáze proniká kosmické záření heliosférou. V důsledku toho proniká více kosmického záření do vnějších částí atmosféry Země a dochází k intenzivnější ionizaci horní části atmosféry, což má za následek vznik kondenzačních jader a následnou tvorbu mraků (Svensmark & Calder 2007).

3.2.3 Kontinentální drift

Vliv posunu tektonických desek, na nichž leží kontinenty, má rovněž komplexnější vliv. Kontinenty se pomalou rychlostí (v řádech jednotek cm/rok) pohybují do různých klimatických pásem. Dalším vlivem deskové tektoniky je zvětrávání vyvřelých hornin, kdy během sedimentace těchto zvětralých materiálů dochází k reakci vápníku či hořčíku s oxidem uhličitým, čímž se tvoří pevná sedimentární hornina (např. uhličitán vápenatý). Tyto sedimentární horniny mohou během pohybu tektonických desek takto

zakonzervovat uhlík do zemské kůry. Tento uhlík může být opět uvolněn do atmosféry při vývěru magmatu (viz *tab. č. 2*) (Kutílek 2008).

3.2.4 Termohalinní cirkulace

Mořské proudění má jeden z nejvýznamnějších pozemských faktorů ovlivňujících klima. Hlavní vliv na tuto cirkulaci má nerovnováha v teplotě a salinitě vody, převládající směr větrů, Coriolisova síla, tvar kontinentů a slapové jevy. Změny termohalinní cirkulace mohou hrát rovněž významnou roli v dynamice střídání glaciálů a interglaciálů (Wunsch 2002).

3.2.5 Aerosoly v atmosféře

Aerosoly jsou pevné či kapalné částice mikroskopických rozměrů (obvykle desítky nm až desítky μm) obsažené v atmosféře (např. prachové částice, krystalky minerálních solí, prachové částičky, saze apod.). Kvůli velmi malým rozměrům mají velmi nízkou sedimentační schopnost a bývají vzdušnými proudy udržovány v atmosféře dlouhou dobu. Zdrojem může být vulkanická činnost, dopad mimozemského tělesa (tzv. impakt), lesní požáry, vlnobití tvořící vodní tříšť, prachové bouře a větrná eroze a antropogenní činnosti jako spalování fosilních paliv (Parfitt & Wilson 2009). Aerosoly působí jako překážka průniku slunečního záření k zemskému povrchu a dopadající záření se od nich odrazí, čímž aerosoly přispívají k ochlazování Země. Na druhou stranu aerosoly přispívají ke skleníkovému efektu zamezením úniku odraženého infračerveného záření od povrchu Země (viz kapitola 3.3). V celkové bilanci důsledků přítomnosti aerosolů v atmosféře ale převažuje efekt ochlazování (Kutílek 2008). Nejvýznamnější dopad působení aerosolů na změnu globálního klimatu má dopad mimozemského tělesa. Přibližně před 65 miliony let dopadl na Zemi v oblasti Chicxulub v dnešním Mexiku úlomek planety Baptistina. Toto období je známé prudkou změnou klimatu a masivním vymíráním tehdejších organismů (Bottke et al. 2007). Tomuto ochlazení v důsledku masivního zvednutí aerosolů mohlo předcházet významné oteplení v důsledku roztavení pojivových hornin (jako uhličitán vápenatý) a následném uvolnění oxidu uhličitého. (viz kapitola 3.2.3). Zvýšení koncentrace CO_2 tak pravděpodobně nejprve přispělo k prudkému oteplení (Beerling et al. 2002).

3.2.6 Vliv vegetačního krytu

Efekt pozemské vegetace na změnu klimatu je velmi komplexní a těžko stanovitelný. Jednak je sluneční záření dopadající na vegetační kryt různě pohlcováno i odraženo (různé porosty se liší v albedu) a jednak se s porostem mění evapotranspirace ovlivňující tvorbu mraků (viz kapitola 3.3.2). Dalším faktorem vlivu vegetace je fixace oxidu uhličitého (resp. uhlíku) do rostlinné biomasy během fotosyntézy, takže vedle oceánů jde o významný sink (úložiště) CO₂. Orná půda má tedy mnohem nižší schopnost zadržet CO₂ než např. lesní porost. Odlesňování tedy vede k vyššímu uvolňování CO₂ do atmosféry (Kutílek 2008).

3.2.7 Magnetické pole Země

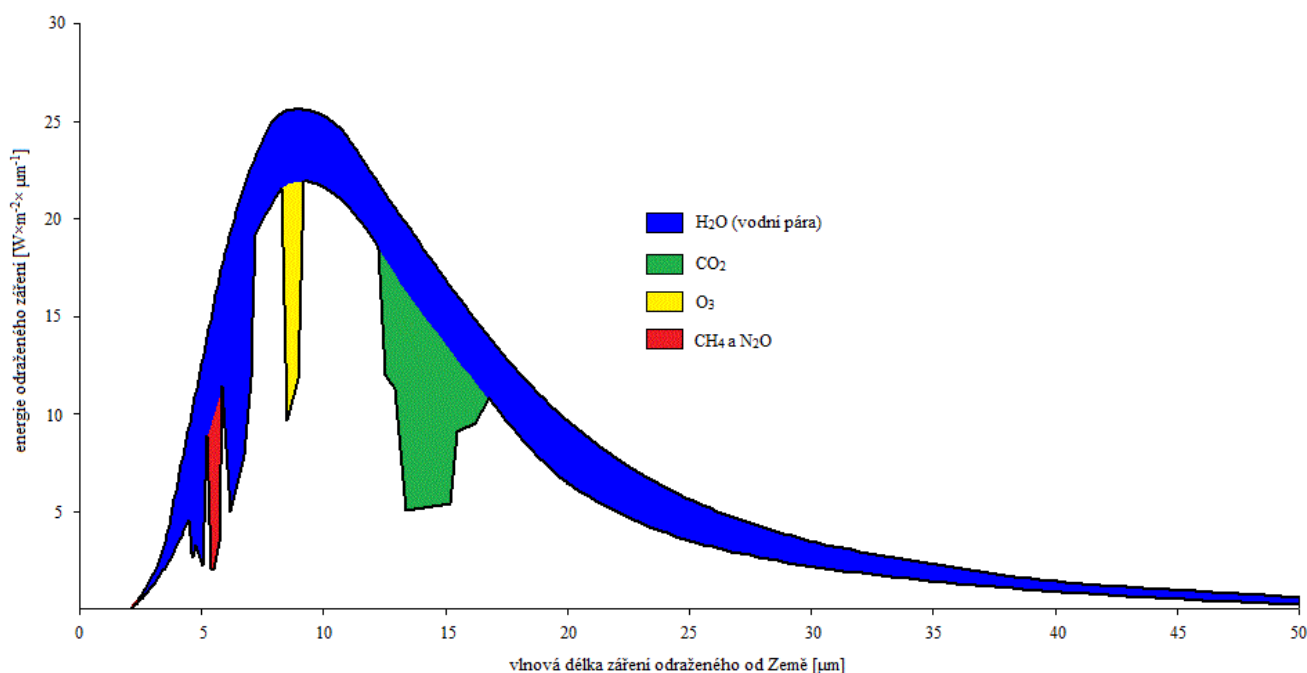
Změna magnetické polarity Země výrazně ovlivňuje změnu klimatu (byla zjištěna korelace mezi geomagnetickou aktivitou, úrovní hladiny moře, atmosférickým tlakem a teplotou). Změny v geomagnetické aktivitě souvisejí např. s komplexním klimatickým jevem – Severoatlantickou oscilací (NAO) (Bucha 2000).

3.3 Skleníkový efekt

Skleníkovým efektem rozumíme soubor vlastností zemské atmosféry ovlivňující zemské klima. Sluneční záření dopadající na povrch Země je částečně pohlceno, což způsobí jeho ohřátí a zbývající část je odražena. Poměr pohlceného a odraženého světla závisí na tzv. albedu. Principem skleníkového efektu je tedy schopnost skleníkových plynů, z nichž nejvýznamnější jsou vodní pára, metan, oxidy dusíku, ozon a oxid uhličitý, zachycovat odražené infračervené záření. Skleníkové plyny v atmosféře propustí krátkovlnné sluneční záření k povrchu, ale zachytí odražené dlouhovlnné záření. Touto absorpcí se ohřívá atmosféra, která následně vysílá infračervené záření zpět k povrchu, což přispívá k jeho ohřívání. Skleníkový efekt je tedy přímo závislý na koncentraci skleníkových plynů a svislém proudění vzduchu (konvekci). Průměrná teplota povrchu Země bez skleníkového efektu se odhaduje na -18°C , přičemž průměrná aktuální teplota na Zemi je přibližně 15°C . Díky skleníkovému efektu je Země obyvatelná (Kutílek 2008).

3.3.1 Skleníkové plyny a absorpce slunečního záření

Míru schopnosti skleníkového plynu zachycovat infračervené záření udává symetrie jeho molekuly. Kupříkladu molekuly N_2 nebo O_2 jsou symetrické, jejich náboj je vyrovnaný, takže tyto atmosférické plyny nepřispívají ke skleníkovému efektu. Nesymetrické molekuly složené ze dvou různých atomů jako H_2O mají nerovnovážné rozdělení elektronů, takže na jedné straně převládá kladný a na jiné záporný náboj. Aby se daný atmosférický plyn dal označit za skleníkový (tj. schopný absorbovat infračervené záření), musí splnit dvě podmínky. Jednak musí mít nesymetrickou molekulu složenou ze dvou různých atomů (její dipólový moment ovlivňuje elektrické pole) a jednak je jeho molekula schopná kmitat na stejné frekvenci jako přicházející záření. Dipólový moment molekuly CO_2 sice ovlivňuje elektrické pole a je složená ze dvou různých atomů, ale je symetrická, takže tato molekula za určitých podmínek vykazuje jen slabší skleníkový efekt. Různé plyny tedy mají různý absorpční potenciál. Molekula metanu má mnohonásobně větší potenciál absorbovat než molekula oxidu uhličitého (Kutílek 2008). Metan zachycuje infračervené záření o vlnové délce kolem $5\ \mu\text{m}$, zatímco oxid uhličitý kolem $14\ \mu\text{m}$ – viz *obr. č. 1* (Kiehl & Trenberth 1997).



Obrázek č. 1: Oblasti vlnových délek infračerveného záření z hlediska působení různých skleníkových plynů (jednotlivé barevné plošky ukazují míru absorpce záření dané vlnové délky a energie) (upraveno podle Kiehl & Trenberth 1997).

3.3.2 Význam vody

Voda je v atmosféře přítomná jak ve formě vodní páry, tak i ve formě drobných kapiček či krystalků ledu tvořících mraky, které odrážejí přicházející sluneční záření a snižují tak oteplování povrchu Země. Dalším faktorem vlivu vody na světové klima je výpar z oceánů, moří, povrchových rezervoárů, vodních toků apod. Vedle výparu z vodních ploch dochází k tzv. evapotranspiraci – výparu z půdy a prūdchů rostlin. Při změně skupenství z kapaliny na plyn dochází k ochlazení (spotřebě tepla). Vypařená voda stoupá díky svislému proudění (konvekci), kde zpětně kondenzuje a tvoří mraky. Ačkoliv je vodní pára nejvýznamnějším skleníkovým plynem, proces ochlazování díky tvorbě mraků a výparu má pravděpodobně větší význam, než příspěvek vodní páry k oteplování. Ozon vytvářený v troposféře ve výškách cca 5 – 10 km vzniká jako produkt fotochemických reakcí oxidů dusíku, metanu a oxidu uhličitého. Význam ozonu pro skleníkový efekt je v těchto výškách zanedbatelný (Kutílek 2008).

3.4 Skleníkové plyny na bázi uhlíku

3.4.1 Uhlík a skleníkové plyny

Uhlík tvoří hlavní část biomasy buněk všech živých organismů. Oxidační stavy atomu uhlíku se pohybují mezi +4 až -4. Nejčastějším oxidačním stavem je uhlík 4 ve formě CO₂ (konečný produkt respirace) a uhličitanů. Naopak jeho nejredukovanější formou je metan (Rulík et. al 2013).

3.4.2 Metan a jeho produkce v přírodě

Metan nebo také karban (CH₄) je z chemického hlediska nejjednodušší alkan a uhlovodík. Je to plyn nacházející se v atmosféře (atmosférický plyn) a pod povrchem země (zemní plyn). Největší zásoby metanu na Zemi se nacházejí pod mořským dnem ve formě pevného metan-hydrátu (4CH₄·23H₂O), stabilnímu díky vysokému tlaku a nízké teplotě (Sánchez et. al 2018).

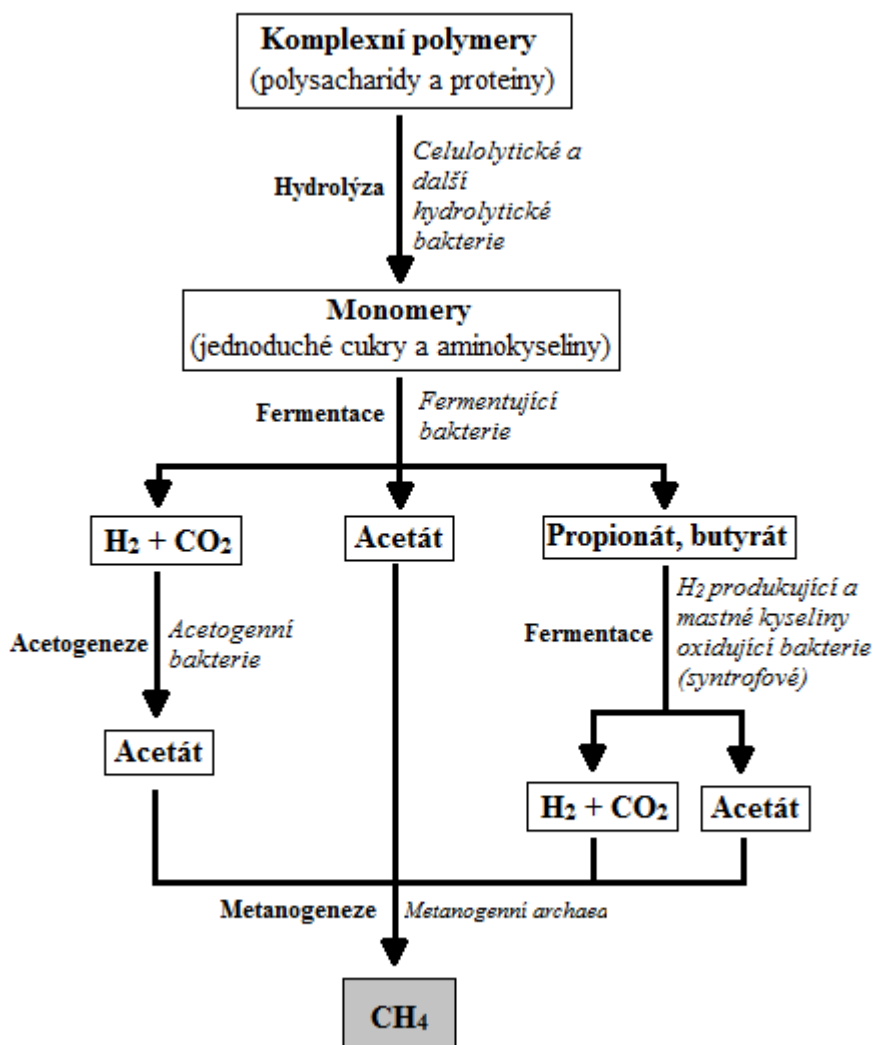
3.4.3 Biologický vznik metanu

Atmosférický metan pochází převážně z biologické produkce striktně anaerobních archeí. *Archaea* je doména mikroorganismů aktuálně rozdělená do 8 kmenů – *Euryarchaeota*, *Crenarchaeota*, *Thaumarchaeota*, *Korarchaeota*, *Nanoarchaeota*, *Aigarchaeota*, *Parvarchaeota*, a *Bathychaeota* (Huber et al. 2002; Brochier-Armanet et al. 2008). Kmen *Euryarchaeota* zahrnuje archaea produkující metan (Woese et al., 1990).

Metan biologického původu je koncový produkt dekompozice organické hmoty tam, kde byly vyčerpány pro respiraci klíčové dusičnany, trojmocné železo (Fe³⁺) a sulfáty např. v zamokřených půdách a sedimentech (typicky v rýžovištích). Hydrolytické a fermentující mikroorganismy pomocí extracelulárních enzymů štěpí rostlinné polymery na monomery (např. jednoduché cukry a aminokyseliny). V tomto procesu depolymerizace vznikají acetáty (octany) a H₂ jako konečné produkty fermentace. Acetoklastičtí metanogenové (štěpící acetáty na CH₄ a CO₂) nebo hydrogenotrofní metanogenové (využívající CO₂ a H₂ k produkci CH₄) přetvářejí vzniklé acetáty, H₂, CO₂ a další jednoduché sloučeniny na metan (tzv. metanogeneze). V přirozených podmínkách by při metanogenezi mělo vznikat stejné množství CO₂ a

CH₄, kdy přibližně dvě třetiny CH₄ by měly pocházet z acetátů (acetoklastická metanogeneze) a zbývající třetina z H₂ a CO₂ (hydrogenotrofní metanogeneze) (Alpana et al. 2017; Rulík et al. 2013). Biologický vznik metanu shrnuje obr. č. 2.

Acetát vzniká jako konečný produkt fermentace. Mezi organismy schopné produkovat acetát patří i tzv. acetogenní organismy (*acetogens*) schopné katalyzovat redukční syntézu acetátu z CO₂ prostřednictvím acetyl-CoA. Počáteční redukce CO₂ této metabolické dráhy může být katalyzována buď formiát-dehydrogenázou, nebo acetyl-CoA synteázou. Tento unikátní způsob syntézy acetátu odlišuje acetogenní bakterie od ostatních organismů schopných produkce acetátu (Rulík et al. 2013).



Obrázek č. 2: Schéma anaerobní dekompozice a metanogeneze (upraveno podle Madigan et al. 2012).

Substráty pro metanogeny lze rozdělit do tří kategorií: CO₂, včetně kyseliny mravenčí s H₂ jako donorem elektronů, dále pak methylové sloučeniny (s jedním atomem uhlíku) – tj. metanol a metylamin a nakonec acetát (viz *tab. č. 1*). K redukci CO₂ je většina metanogenů (až na několik výjimek) schopna využívat H₂ jako donor elektronů. (Rulík et al. 2013). Hlavní skupiny metanogenních archeí a jimi využívané substráty shrnuje *tab. č. 2*.

Tabulka č. 1: Dělení substrátů pro metanogeny a způsob metanogeneze (upraveno podle Rulík et al. 2013).

Kategorie metanogenů z hlediska substrátu	Hlavní reakce
1. Redukce CO ₂ (autotrofní/ hydrogenotrofní metanogeneze) nebo kys. mravenčí	$\text{CO}_2 + 4\text{H}_2 \rightarrow \text{CH}_4 + 2\text{H}_2\text{O}$ $4\text{HCOOH} \rightarrow \text{CH}_4 + 3\text{CO}_2 + 2\text{H}_2\text{O}$
2. Redukce methylové skupiny v metanolu a metylaminech	$4\text{CH}_3\text{OH} \rightarrow \text{CH}_4 + \text{CO}_2 + 2\text{H}_2\text{O}$
3. Štěpení acetátu (acetoklastická, acetotrofní metanogeneze)	$\text{CH}_3\text{COOH} \rightarrow \text{CH}_4 + \text{CO}_2$

3.4.4 Oxidace metanu

Vyprodukovaný metan může uniknout přímo do atmosféry nebo může být po dosažení aerobní zóny metanotrofními bakteriemi oxidován na CO₂ a H₂O, pro něž metan slouží jako zdroj energie a uhlíku. Metanotrofní bakterie mohou ve významné míře redukovat množství vyprodukovaného metanu před jeho únikem do atmosféry a ovlivňovat tak globální oteplování. K aerobní oxidaci metanu je potřebný dostatek kyslíku, kdy při jeho dostatku dokáží metan-oxidující bakterie zoxidovat až 100% vyprodukovaného metanu. Globálně ale převažuje produkce nad spotřebou a koncentrace metanu přírodního i antropogenního původu v atmosféře roste (Rulík et al. 2013).

Tabulka č. 2: Hlavní taxonomické skupiny metanogenních archeí (upraveno podle Liu & Whitman 2008 a Fenchel & Finlay 1995).

Řád	Čeleď	Rod	Substrát	
<i>Methanobacteriales</i>	<i>Methanobacteriaceae</i>	<i>Methanobacterium</i>	H ₂ , (formiát)	
		<i>Methanobrevibacter</i>	H ₂ , formiát	
		<i>Methanosphaera</i>	H ₂ + methanol	
		<i>Methanothermobacter</i>	H ₂ , (formiát)	
	<i>Methanothermaceae</i>	<i>Methanothermus</i>	H ₂	
<i>Methanococcales</i>	<i>Methanococcaceae</i>	<i>Methanococcus</i>	H ₂ , formiát	
		<i>Methanothermococcus</i>	H ₂ , formiát	
	<i>Methanocaldococcaceae</i>	<i>Methanocaldococcus</i>	H ₂	
		<i>Methanotorris</i>	H ₂	
<i>Methanomicrobiales</i>	<i>Methanomicrobiaceae</i>	<i>Methanomicrobium</i>	H ₂ , formiát	
		<i>Methanoculleus</i>	H ₂ , formiát	
		<i>Methanofollis</i>	H ₂ , formiát	
		<i>Methanogenium</i>	H ₂ , formiát	
		<i>Methanolacinia</i>	H ₂	
		<i>Methanoplanus</i>	H ₂ , formiát	
		<i>Methanospirillaceae</i>	<i>Methanospirillum</i>	H ₂ , formiát
		<i>Methanocorpusculaceae</i>	<i>Methanocorpusculum</i>	H ₂ , formiát
			<i>Methanocalculus</i>	H ₂ , formiát
		<i>Methanoregulaceae</i>	<i>Methanolinea</i>	H ₂ , formiát
			<i>Methanoregula</i>	H ₂ , formiát
			<i>Methanosphaerula</i>	
			<i>Methanocalculus</i>	
		<i>Methanosarcinales</i>	<i>Methanosarcinaceae</i>	<i>Methanosarcina</i>
<i>Methanococcoides</i>	MeNH ₂			
<i>Methanohalobium</i>	MeNH ₂			
<i>Methanohalophilus</i>	MeNH ₂			
<i>Methanolobus</i>	MeNH ₂			
<i>Methanomethylovorans</i>	MeNH ₂			
<i>Methanimicrococcus</i>	H ₂ + MeNH ₂			
<i>Methanosalsum</i>	MeNH ₂			
<i>Methanotherix</i>	<i>Methanotherix</i>			acetát
<i>Methanosaetaceae</i>	<i>Methanosaeta</i>			acetát
<i>Methanopyrales</i>	<i>Methanopyraceae</i>	<i>Methanopyrus</i>	H ₂	
<i>Methanocellales</i>	<i>Methanocellaceae</i>	<i>Methanocella</i>	H ₂ , formiát	
<i>Methanobacteriales</i>	<i>Methanobacteriaceae</i>	<i>Methanobacterium</i>	H ₂ , (formiát)	

V mokřadech, kde nedochází k difuzi kyslíku do půdy, jsou monomery (cukry, aminokyseliny) využity fermentujícími bakteriemi k produkci H_2 a acetátů (a dalších jednoduchých org. kyselin a alkoholů). Tyto produkty mohou být využity metanogeny, ale i sulfát-redukujícími bakteriemi, využívajícími H_2 nebo acetát jako donor elektronů a sírany (SO_4^{2-}) jako akceptor. Koncovým produktem této anaerobní respirace je sirovodík (H_2S). Protože redukce síranů je energeticky méně náročná oproti metanogenezi a sulfát-redukující bakterie dokáží využívat širší spektrum jednoduchých substrátů, jsou tyto bakterie konkurenceschopnější a dokáží konkurenčně vyloučit metanogenní archaea v kompetici o substrát. SO_4^{2-} je tedy ekologicky významný inhibitor metanogeneze v anaerobních substrátech, což je důvodem nižší produkce metanu slanisky a mořskými sedimenty (Rulík et al. 2013).

3.4.5 Abiotický vznik metanu

Vedle dominantní biologické produkce pochází část metanu i z abiotických přírodních zdrojů. Tento metan může pocházet z kosmu (tzv. primordiální metan pocházející např. z dřívějších dopadů meteoritů), nebo ze sopečné činnosti. Při sopečné činnosti vznik probíhá mnoha způsoby. Tyto způsoby shrnuje následující výčet (podle Etiope & Sherwood 2013):

- reakce v zemském plášti probíhající za vysokých teplot (hydrolýza hydrogenace nebo karbidů kovů),
- reakce při ochlazení tekutého magmatu (tzv. „pozdě magmatické reakce“)
- reakce CO_2 , H_2O a oxidů kovů po ztuhnutí magmatu za vyšších teplot,
- metamorfóza hornin tvořících uhličitany a grafit, rozklad uhličitany železitého,
- přímá reakce uhličitany s vodíkem,
- nekatalyzovaná reakce CO_2 ve vodném roztoku (vznik kyseliny mravenčí, formaldehydu, metanolu a následně metanu),
- reakce typu Fischerovy–Tropschovy syntézy, kdy požadovaný H_2 reagující s uhlíkovými plyny (CO_2 a CO) může pocházet z různých hornin (např. oxidace olivínu, pyroxenů, zhroucením krystalických jader silikátů v oblastech tektonických zlomů nebo odplynováním magmatu).

Zmíněné způsoby přírodního abiotického vzniku shrnuje *tab. č. 3*. Současný podíl přirozeného abiotického vzniku metanu je ale zanedbatelný, protože mokřady, kde dochází k anaerobní dekompozici a metanogenezi, jsou většinovým přírodním producentem metanu (Bridgham 2013).

Tabulka č. 3: Shrnutí přirozených abiotických zdrojů a přirozené způsoby vzniku metanu. (upraveno podle Etiope & Sherwood 2013).

Kategorie	Proces/mechanismus	Hlavní reakce
MAGMATICKÉ reakce	1. Primordiální; z meteoritů během formování Země	Extraterestrická syntéza CH ₄
	2. reakce v zemském plášti probíhajícími za vysokých T – hydrolyza nebo hydrogenace karbidů kovů CO, CO ₂ , redukce uhličitánů H ₂ O (500-1500°C)	$\text{Al}_4\text{C}_3 + 12\text{H}_2\text{O} \rightarrow 3\text{CH}_4 + 4\text{Al}(\text{OH})_3$ $\text{Fe}_3\text{C} + 4\text{H}^+ \rightarrow 3\text{Fe} + \text{CH}_4$ $8\text{FeO} + \text{CaCO}_3 + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow 4\text{Fe}_2\text{O}_3 + \text{CH}_4 + \text{CaO}$
„pozdně magmatické“	3. přeformování C-O-H atomů během ochlazování magmatu – přetvoření CO ₂ na CH ₄ (<500-600°C)	$\text{CO}_2 + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_4 + 2\text{O}_2$
Reakce PLYN-VODA-HORNINA	4. Post-magmatické reakce za vysokých T (400-500°C)	$\text{CO}_2 + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_4 + 2\text{O}_2$ $8\text{FeO} + 2\text{H}_2\text{O} + \text{CO}_2 \rightarrow 4\text{Fe}_2\text{O}_3 + \text{CH}_4$ $2\text{C} + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CO}_2 + \text{CH}_4$
	5. Metamorfóza uhličitany a grafitu; redukce grafitu H ₂ O (<400°C)	$\text{Mg}_3\text{Si}_4\text{O}_{10}(\text{OH})_2 + 3\text{CaCO}_3 + 6\text{C} + 5\text{H}_2\text{O} \rightarrow 3\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2 + 4\text{SiO}_2 + 3\text{CH}_4$
	6. Rozklad uhličitany železitého, rozklad sideritu H ₂ O (300°C)	$3\text{FeCO}_3 + w\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Fe}_3\text{O}_4 + x\text{CO}_2 + y\text{CO} + z\text{H}_2 + \text{HCs}$
	7. Přímá redukce uhličitany vodíkem (bez CO ₂) na CH ₄ (250-870°C)	$\text{CaCO}_3 + 4\text{H}_2 \rightarrow \text{CH}_4 + \text{Ca}(\text{OH})_2 + \text{H}_2\text{O}$ $\text{MgCO}_3 + 4\text{H}_2 \rightarrow \text{CH}_4 + \text{Ca}(\text{OH})_2 + \text{H}_2\text{O}$ $\text{FeCO}_3 + 5\text{H}_2 \rightarrow \text{CH}_4 + \text{FeO} + 2\text{H}_2\text{O}$
	8. Nekatalyzovaná reakce CO ₂ ve vodném roztoku (vznik kyseliny mravenčí, formaldehydu, metanolu a následně metanu) (150-300°C)	variabilní reakce CO ₂ , CO, HCOOH, NaHCO ₃ , NaHCOO, and H ₂
	9. Reakce typu Fischer-Tropsch (FTT) povrchově katalyzovaný CO ₂ , hydrogenace v plynném nebo vodném stavu (25-500°C)	<p>Jednofázová metanace, $\text{CO}_2 + 4\text{H}_2 \rightarrow \text{CH}_4 + 2\text{H}_2\text{O}$</p> <p>Dvoufázový zpětný posun voda-plyn + FT $\text{CO}_2 + \text{H}_2 \rightarrow \text{CO} + \text{H}_2\text{O}$ $\text{CO} + 3\text{H}_2 \rightarrow \text{CH}_4 + \text{H}_2\text{O}$ ve vodném roztoku: $\text{CO}_3^{2-} + 4\text{H}_2 \rightarrow \text{CH}_4 + \text{H}_2\text{O} + 2\text{OH}^-$</p>

3.5 Produkce metanu na Zemi

3.5.1 Význam metanu

Koncentrace oxidu uhličitého se měří v řádu stovek částic na milion (ppm) a koncentrace metanu v řádu stovek částic na miliardu (ppb). Koncentrace CO₂ v atmosféře (na základě proxy měření) se za posledních milion let pohybovala mezi 180 – 300 ppm, nicméně v období posledních cca 150 let došlo, podle údajů NOAA, k nárůstu koncentrace oxidu uhličitého z 280 ppm na současných cca 414 ppm v březnu 2019 (The Global Monitoring Division of NOAA's Earth System Research Laboratory). V případě metanu koncentrace za poslední milion let kolísala mezi 320 a 790 ppb a od průmyslové revoluce stoupala na současných 1867 ppb v prosinci 2018 (podle údajů NOAA 2019, Kutílek 2008).

Podle různých zdrojů metan díky struktuře své molekuly 20 – 30krát efektivněji pohlcuje infračervené záření než stejný objem oxidu uhličitého (Yan et al. 2009, Bridgham 2013, Hu et al. 2016). Navíc odhadovaný potenciál metanu pro globální oteplování (10–40%) může být vyšší díky sekundárním nepřímým vlivům metanu na aerosoly a další látky v atmosféře, jako např. ozon (Shindell et al. 2009). Takže i když je koncentrace CO₂ v atmosféře o několik řádů vyšší, vliv metanu na globální oteplování může být srovnatelný.

3.5.2 Zdroje metanu

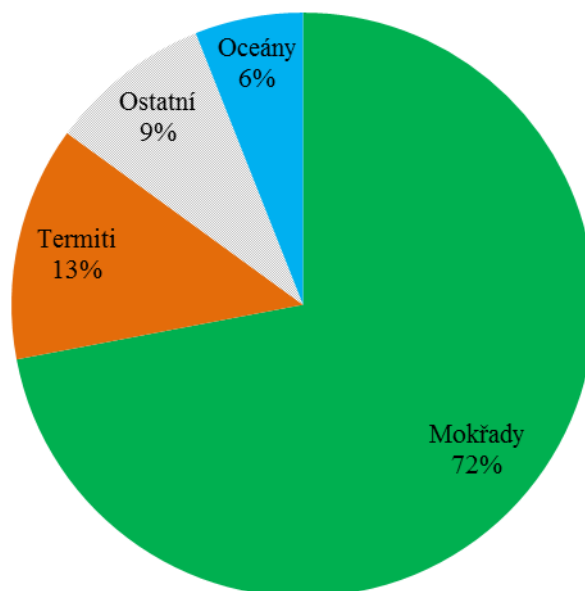
S růstem lidské populace je od 18. století patrný nárůst koncentrace metanu v atmosféře. Hlavními zdroji tohoto nárůstu bylo rozšiřující se zemědělství, využívání fosilních paliv a také produkce a nakládání s odpady (skládky). Současné původce metanu obsaženého v atmosféře je tedy vhodné rozdělit na ty zapříčiněné (ať už přímo či nepřímo) lidskou činností (antropogenní) a přirozené (viz *tab. č. 4*). Na celkových emisích metanu se přírodní zdroje (převážně mokřady) podílejí přibližně ze 30% a antropogenní ze 70% (Le Mer, J. & Roger, P. 2001).

Tabulka č. 4: Hlavní zdroje atmosférického metanu (upraveno podle IPCC 1995).

	Odhad	Odhad nepřesnosti
Zdroje		
<i>Zamokřené půdy</i>	115	55–150
<i>Další přírodní zdroje</i>	50	25–140
<i>Rýžoviště</i>	60	20–100
<i>Chov dobytka (střevní fermentace)</i>	105	85–130
<i>Produkce energie</i>	100	70–120
<i>Skládky</i>	30	20–70
<i>Spalování biomasy</i>	40	20–80
<i>Splašky ze sídel</i>	25	
Zdroje celkově	525	
Depozice		
<i>Spotřeba v atmosféře</i>	470	420–520
<i>Oxidace v horských půdách</i>	30	15–45
Depozice celkově	500	

3.5.3 Přírodní zdroje metanu

Nejvýznamnějším přírodním zdrojem metanu jsou mokřady resp. dlouhodobě zamokřené půdy (Bridgham 2013). Dalšími méně významnými přírodními zdroji jsou oceány a termiti (viz obr. č. 3).

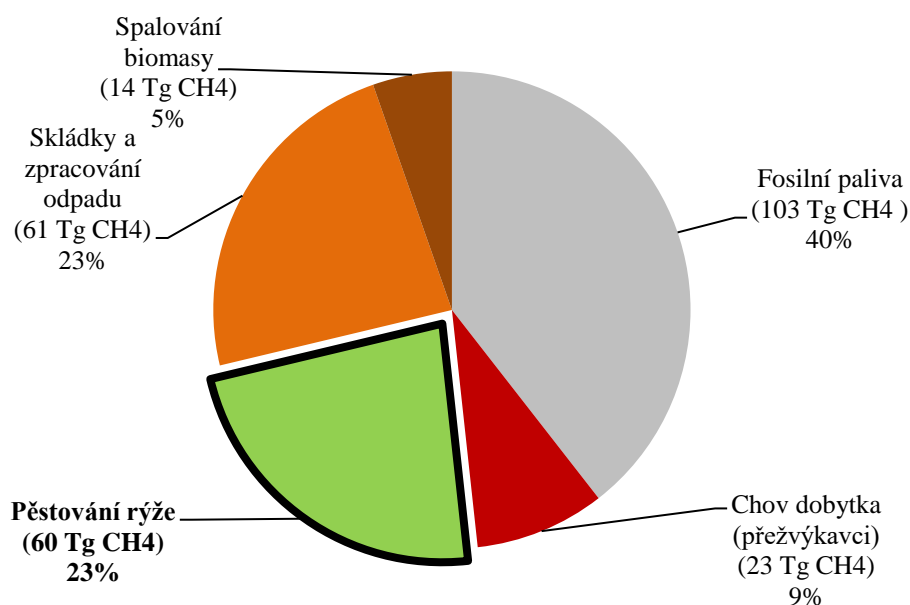


Obrázek č. 3: Podíl jednotlivých zdrojů metanu na celkové emisi metanu přírodního původu (upraveno podle Khalil & Shearer 2000).

Termiti jsou v symbiotickém vztahu s různými mikrobiálními společenstvy vč. metanogenních archeí, která jim pomáhají degradovat lignocelulózu. Produkty tohoto štěpení jsou fermentovány na acetát a následně na značné množství metanu (Brune 2014).

3.5.4 Antropogenní zdroje metanu

Podíl emisí metanu antropogenního je tedy většinový (54–72% celkové produkce metanu) (Denman et al. 2007). Mezi nejvýznamnější patří chov dobytka – hlavně přežvýkavců (65–100 Tg CH₄ za rok) (Bridgham 2013) a pěstování rýže (34–112 Tg CH₄ za rok) (Alpana et al. 2017). Další klíčové zdroje jsou spalování biomasy, skládky a zpracování odpadu a produkce fosilních paliv (Denman et al. 2007) (viz obr. č. 4). K uvolňování metanu při nakládání s fosilními palivy dochází nejčastěji během získávání a transportu zemního plynu. Tento jev závisí především na kvalitě potrubí, způsobu těžby a kontrole úniků plynu (Mitchell 1993; Matthews 1994). K dalším únikům metanu dochází při těžbě uhlí, kde bývá metan zachycen mezi jednotlivými vrstvami uhlí od dob vzniku uhlí (Beck et al. 1993; Kirchgessner 2000).



Obrázek č. 4: Podíl jednotlivých zdrojů metanu na celkové emisí metanu antropogenního původu za rok (upraveno podle Khalil & Shearer 2000).

3.6 Globální oteplování a pěstování rýže

3.6.1 Skleníkové plyny a rýžoviště

Mimo nejvýznamnější vliv rýžovišť na globální oteplování – produkci metanu, v rýžovišti běžně dochází i k produkci dalších skleníkových plynů, a to oxidu uhličitého (CO_2) a oxidu dusného (N_2O).

Emise CO_2 z půdy rýžoviště jsou nižší z trvale zaplavených rýžovišť oproti odvodňovaným díky aktivaci aerobní dekompozice po odstranění bariéry (vodního sloupce) mezi půdou a vzduchem. Na uvolňování CO_2 rýžovišti má také vliv teplota – v zavodněném rýžovišti s rostoucí teplotou klesá a v odvodňovaném s rostoucí teplotou roste i emise CO_2 . Produkce oxidu uhličitého u odvodňovaných rýžovišť (díky čemuž je dostupný atmosférický kyslík a mohou probíhat aerobní dekompoziční procesy) bývá nejvyšší odpoledne, zatímco u trvale zavodněných rýžovišť bývá vrchol produkce v poledne. Bezprostředně po opětovném zaplavení dochází k prudkému nárůstu produkce CO_2 (Liu et al. 2013).

Oxid dusný (N_2O) patří rovněž mezi poměrně významné skleníkové plyny produkované v zemědělství. Jeho emise z rýžovišť jsou ale díky anaerobním podmínkám minimální, protože zde nedochází k nitrifikaci (oxidaci amoniaku na dusičnany) kvůli nedostatku NO_3^- (Qin et al. 2010).

3.6.2 Vývoj mikrobiálního společenstva rýžoviště

Při vývoji mikrobiálního společenstva rýžoviště nejprve dochází k nárůstu (proliferaci) fermentujících bakterií. Tento nárůst je následován proliferací metanogenních archeí, jakmile redoxní potenciál prostředí klesne pod úroveň -200 mV (Kögel-Knabner et al. 2010). Metanogenové jsou tedy aktivní za nízké úrovně redoxního potenciálu. (Le Mer and Roger, 2001).

Během růstového cyklu rýže bývají největší populace metanogenních archeí v době kvetení, po níž se v následujícím období zrání a sklizni zmenšují. Tento fenomén může být způsoben uvolňováním kořenových exudátů, které vrcholí během kvetení a které metanogeni využívají (Aulakh et al. 2001).

V rýžovišti za běžných podmínek dominuje acetotrofní rod *Methanosarcina* nebo rychleji metan produkující *Methanocella*. *Methanocella* dokáže přežít aerobní podmínky a toleruje i nízký parciální tlak H_2 . Po zavodnění redoxní potenciál zůstává vysoký, takže *Methanocella* je tedy pravděpodobně rod zodpovědný za metanogenezi v těchto jinak nepříznivých podmínkách (Chin et al. 2004). Hydrogenotrofní metanogenové jsou citlivější ke snížení teploty půdy než acetotrofní metanogenní archaea, takže při zvýšení teploty často dominují zástupci čeledi *Methanosaetaceae* (Jetten et al. 1992).

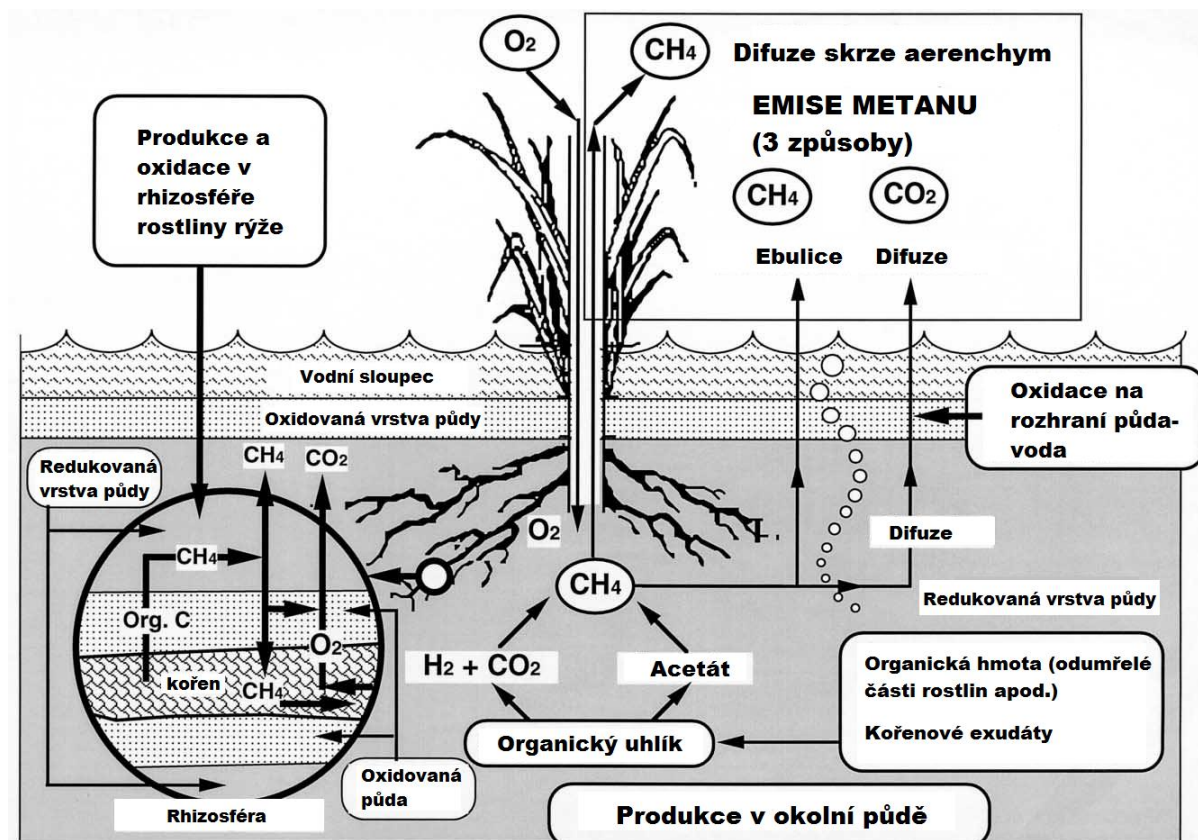
Výskyt daných taxonů archeí v rýžovišti ovlivňuje také typ a původ půdy, tzn. složení metanogenního společenstva závisí také na složení dosavadního rostlinného společenstva (Conrad et al. 2008).

Dalším vlivem na metanogenní společenstva jsou kyselé deště. Sulfát redukující bakterie mají vyšší afinitu k acetátu i H_2 než metanogenní archaea. Při pěstování rýže bývá obvykle rovnováha mezi sulfát-redukujícími bakteriemi a metanogenními archaea řízená depozicí SO_4^{2-} v rýžovišti. Je-li v rýžovišti nadbytek SO_4^{2-} , sulfát-redukující bakterie metanogeny vyloučí v kompetici o substrát (viz kapitola 3.4.3) (Lovley & Klug 1983, Rulík et al. 2013).

3.6.3 Produkce metanu rýžovišti

V rýžovištích je metan produkován ve striktně anaerobních podmínkách (viz kapitola 3.4.3) metanogenními archaea obývajícími povrch kořenů, rhizosféru a okolní půdu (Lehmann-Richter et al. 1999; Shrestha et al. 2011). Rhizosféra se od zbylých dvou prostředí liší díky transportu kyslíku skrze výše zmiňovaný aerenchym (viz kapitola 3.1) a také díky kořenovým exudátům – organickým látkám produkováným rostlinami rýže (Conrad 2004). Vzniklý metan může být uvolněn do atmosféry skrze tři mechanismy – uvolněním v nahromaděných bublinách (tzv. ebulice), difuzí skrze vodní

sloupec nebo přímo rostlinami rýže – prostřednictvím aerenchymu (viz obr. č. 5) (Le Mer & Roger 2001; Cheng et al. 2006; Das & Baruah 2008).



Obrázek č. 5: Schéma produkce a spotřeby metanu v rýžovišti a jeho transport do atmosféry (upraveno podle Le Mer 2001).

3.6.4 Oxidace metanu v rýžovištích

Mezi metanogenezí a jeho rozkladem – oxidací metanotrofními bakteriemi je zjevná korelace, tzn. s rostoucí produkcí roste i jeho spotřeba (Gathorne-Hardy 2013). Metan je oxidován v mikroskopických oblastech s přítomným kyslíkem v jinak anaerobním prostředí (viz kapitola 3.4.4) (Conrad 2002). Hlavní oblasti oxidace metanu jsou tři – jednak na rozhraní půda-voda (kam kyslík difundoval z vodního sloupce), kde je metan oxidován na vodu a oxid uhličitý. Dále pak kolem kořenů rýže, z nichž je uvolňován kyslík (Gilbert & Frenzel 1998; Bodelier 2003). Třetí oblastí oxidace metanu je samotný aerenchym (viz obr. č. 5), který je klíčovou adaptací pro všechna vodní makrofyta (Gathorne-Hardy 2013).

3.6.5 Faktory ovlivňující emise metanu rýžovišti

Na emise metanu rýžovištěm má vliv mnoho mechanismů při samotném pěstování jako výběr variety rýže, výběr hnojiva, apod., nicméně nejvýznamnější vliv má vodní management (odvodňování rýžoviště nebo aerace vody) a přítomnost organické hmoty (např. rýžové slámy) (Yan et al. 2005). Během růstového cyklu jediné odvodnění rýžoviště sníží emise metanu (Wang et al. 2000) a dvě odvodnění během této periody sníží emise ještě významněji (Yan et al. 2005).

V praxi je odvodňování rýžoviště technicky náročný úkon, proto se např. osvědčilo pěstování rýže v brázdách, díky čemuž není půda souvisle zaplavená a což snižuje emise metanu. Rovněž tato metoda pomáhá lépe udržet redoxní potenciál oproti pěstování na rovných polích bez brázd a navíc lze ve vzniklých strouhách provozovat akvakultury (chov ryb nebo želv) (Burton 2003). Další možností jak snížit emise metanu je aerace vody (např. v Číně provzdušňovací systém bývá součástí závlahového systému) (Liu et al. 2013).

Produkce metanu významně závisí na množství rozkládající se organické hmoty (slámy, odumřelých rostlinných částí a kořenů) (Watanabe et al. 1997; Wang & Adachi 2000). Načasování přidání biomasy (jako např. slámy po sklizení rýže) do rýžoviště hraje také velkou roli. Pokud je organická hmota přidána bezprostředně před tvorbou obilí, emise metanu mohou značně zvýšit (např. přidání 6 t slámy na hektar rýžoviště má za následek 3,1násobné zvýšení emisí metanu), zatímco pokud je sláma přidána na začátku sezóny emise metanu se zvýší pouze 1,8krát (Yan et al. 2005).

Přidání organické hmoty do rýžoviště (např. jako organické hnojivo) sice zvýší emise metanu, ale rovněž může zvýšit potenciál pro jeho oxidaci. Využití výše zmiňované biotechnologie *Azolla-Anabaena* systému (viz kapitola 3.1) může také snížit emise metanu na hektar (Adhya et al. 2000).

Rýžoviště hnojené anorganickým hnojivem vykazují nižší emise metanu oproti nehnojeným (Yagi & Minami 1990; Wassmann et al. 1993). Užití anorganických hnojiv jako močovina a síran amonný může ve větším měřítku snížit emise metanu o 28–30%. Tento jev může být způsoben špatnou dostupností substrátu pro metanogeny, které

vznikají degradací biomasy a také inhibicí metanogeneze (Xie et al. 2010; Dong et al. 2011). Další možností snížení emisí skleníkových plynů je aplikace karbidu vápenatého v kapslích (CaC_2) při hnojení, který jednak sníží ztráty N_2 a také emise metanu i oxidu dusného (N_2O) (Bronson & Mosier 1991).

Emise metanu dále závisí na mnoha parametrech půdy – jako obsah vody, dostupnost kyslíku, redoxní potenciál, dostupnost organické hmoty, struktura a minerální základ, chemické složení, klima, sezónní změny, způsob pěstování a obhospodařování rýžovišť (Sigren et al. 1997; Yagi et al. 1997).

Dalším faktorem ovlivňující emise metanu rýžovištěm jsou parametry a vlastnosti samotných rostlin rýže. Emise se mohou odlišovat např. mezi jednotlivými kultivary (Conrad et al. 2008) nebo na základě fyzických parametrů rostlin. Mezi těmito parametry, jako je listová plocha (Leaf Area Index), počet nodů a listů, velikost intercelulár v aerenchymu apod. existuje korelace s emisemi metanu (Das & Baruah 2008; Gogoi et al. 2008). Produkce metanu se rovněž mění v průběhu jednotlivých fází růstu (klíčení, růst nových nodů, zakládání lody až po sklizeň) a to kvůli uvolňování organické hmoty rostlinami během těchto fází (opad, odumírání). Vedle sezónních klimatických změn je tento jev dalším faktorem způsobujícím změny v různém množství uvolněného metanu v průběhu pěstování rýže (Jia et al. 2006).

Bylo rovněž zjištěno, že zvýšení koncentrace oxidu uhličitého ve vzduchu může přispívat ke zvýšení emisí metanu rýžovišti. Tento jev byl vyzkoumán na základě měření emisí metanu z rýžoviště při vzduchu obohaceném o CO_2 (tzv. metodou FACE – free-air CO_2 enrichment) (Inubushi et al. 2003).

4 Experimentální část

4.1 Materiál a metody

4.1.1 Přípravy a pozadí experimentu

Experiment probíhal od března do listopadu roku 2017 ve skleníku Oddělení fytopatologie a mikrobiologie při Katedře botaniky, který se nachází v Biologickém centru Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci. Návrh experimentálního postupu byl vytvořen odborným asistentem MSc. Sawem Minem a autorem a průběžně konzultován s vedoucím práce Doc. RNDr. Martinem Rulíkem, Ph.D. Sběr dat byl prováděn autorem a odborným asistentem MSc. Sawem Minem.

Po několika neúspěšných pokusech s předpěstováním v období březen – červen 2017 byla k experimentu vybrána semena vysoce výnosného kultivaru rýže seté subsp. *indica* – *Manawthukha* (Masuri) běžně pěstovaného v Myanmaru.

K experimentu bylo předem připraveno 24 větších plastových kbelíků o objemu cca 10 l a 4 menší plastové kbelíky o objemu cca 5 l se zeminou. Zemina byla získána z přilehlého pole (pravděpodobně fluvizem až hnědozem) a po odstranění kamenů byla vysušena a proseta sítím s hrubostí cca 2 cm. Kbelíky byly upraveny vyvrtáním otvoru o průměru cca 1 cm v úrovni zeminy pro vypouštění vody a otvory doplněny těsnicí pryžovou zátkou.

4.1.2 Aplikace hnojiv

Před samotným vysazením semen do kbelíků se zeminou byla aplikována hnojiva. Myanmarské ministerstvo zemědělství doporučuje u anorganického hnojiva aplikaci 50 kg N ha⁻¹, 30 kg P₂O₅ ha⁻¹, 20 kg K₂O ha⁻¹, nicméně pěstitelská praxe využívá nižší množství minerálních živin – 21 kg N ha⁻¹, 5 kg P₂O₅ ha⁻¹, 6 kg K₂O ha⁻¹. Pro případ hnojení organickým hnojivem (kravskou mrvou) je stanoveno množství 5 tun na akr. Průměr většího kbelíku, do něhož byla vysazena semena rýže, byl u horní hrany 26,5 cm a u dna 24 cm, takže měl kbelík šikmé stěny, výška kbelíku byla cca 20 cm.

Hnojiva byla aplikována v množství vypočítaném na základě doporučení a pěstitelské praxe v Myanmaru a přepočtu na jednotku plochy zeminy v kbelíku. Průměrná plocha příčného průřezu kbelíku (tj. plocha zeminy) byla 502 cm². Množství jednotlivých aplikovaných minerálních živin a celkové množství hnojiv shrnuje *tabulka č. 5*. Anorganické hnojivo bylo aplikováno do středu kbelíku v oblasti vysazení semen. Jako organické hnojivo byla využita sušená kravská mrva v peletech (rozptýleno po celém povrchu zeminy). Na základě přepočtu hodnoty množství 5 tun na akr na jednotku plochy zeminy v kbelíku byla stanovena hodnota 56 g kravské mrvy na 1 kbelík.

Tabulka č. 5: Shrnutí výpočtu množství aplikovaných anorganických hnojiv.

	Anorg. hnojivo – doporučení ministerstva zemědělství			Anorg. hnojivo – zemědělská praxe		
	N	P	K	N	P	K
Stanovený poměr hnojených živin	50	30	20	21	5	6
Podíl prvku v hnojivu [%]	11	7	7	11	7	7
Množství hnojiva [kg×ha ⁻¹]	454,55	428,57	285,71	190,91	71,43	85,71
Množství hnojiva [g×cm ⁻²]	0,00454	0,00429	0,00286	0,00191	0,00071	0,0085 7
Plocha zeminy v kbelíku [cm ⁻²]		502			502	
Celkové množství hnojiva [g/kbelík]	2,28	2,15	1,43	0,96	0,36	0,43
Celkové množství směsi NPK [g/kbelík]		5,88			1,75	
Počet kbelíků daného ošetření		6			6	
Celkové množství použité směsi NPK [g]		35,28			10,48	

Aplikace hnojiv probíhala ve čtyřech režimech: F1 – anorganické hnojivo (NPK) – podle doporučení myanmarské vlády, F2 – anorganické hnojivo (NPK) – podle zemědělské praxe (viz *tab. č. 6*), F3 – organické hnojivo (sušená kravská mrva v peletech) – v množství 56 g na kbelík, F4 – kontrola bez hnojiva. Po aplikaci hnojiv byla zemina v kbelících pozvolna zalévána tak, aby nedošlo k vyplavení hnojiv a dokud nebyla plně nasycena vodou.

Samotné vysazení semen rýže proběhlo 3. 7. 2017 po třech kusech do 24 připravených kbelíků s hnojivem a zeminou nasycenou vodou. Semena byla předem naklíčena v misce s vlhkou buničinou na dobu 24 hodin. V 6 kbelících tedy bylo anorganické hnojivo v množství odpovídající vládnímu doporučení – tj. $11,7 \text{ g} \times \text{m}^{-2}$ (F1), v dalších 6 kbelících anorganické hnojivo v množství odpovídající zemědělské praxi – $3,5 \text{ g} \times \text{m}^{-2}$ (F2) (viz *tab. č. 5*), v následujících 6 organické hnojivo v množství 56 g na kbelík – tj. $111,6 \text{ g} \times \text{m}^{-2}$ (F3) a posledních 6 kbelíků zůstalo bez hnojiva (F4). Zbývající 4 menší kbelíky se zavlaženou zeminou zůstaly bez hnojiv i rostliny jako kontrolní.

4.1.3 Vodní režim

Cílem práce je najít optimální kombinaci vodního managementu a hnojiv, která by mohla snížit emise skleníkových plynů. Hlavní sledovaný zásah (ošetření) je tedy změna vodního režimu a sekundární je sledování rozdílů mezi aplikovanými hnojivy. Vodní management tedy probíhal ve dvou režimech: W1 – trvalé zaplavení a W2 – přerušované zaplavení – 3,5 dne zavodnění, 3,5 dne odvodnění. Během pěstování rýže tedy 14 z celkových 28 kbelíků bylo trvale zaplaveno vodou (W1 a BF) a ze zbývajících 14 byla pomocí připraveného otvoru s pryžovou zátkou v 3denních intervalech vypouštěna a napouštěna voda (W2 a BD).

Z jednotlivých kombinací vodního režimu (W1 a W2) a aplikace hnojiv (F1 až F4) – tj. celkem 8 kombinací – měla každá 3 opakování. Celkově tedy vzniklo 24 kbelíků s rostlinou, dále pak 2 kontrolní trvale zaplavené (BF) a 2 kontrolní s přerušovaným zaplavením (BD). Uspořádání kbelíků ve skleníku bylo následně randomizováno v šesti blocích po čtyřech. Kombinace jednotlivých ošetření shrnuje *tabulka č. 6*.

Tabulka č. 6: Shrnutí experimentálních ošetření.

	W1 – trvalé zaplavení	W2 – přerušované zaplavení
F1 – 5,88 g anorg. hnojiva/ rostlina	W1F1 ×3	W2F1 ×3
F2 – 1,75 g anorg. hnojiva/ rostlina	W1F2 ×3	W2F2 ×3
F3 – 56 g org. hnojiva/ rostlina	W1F3 ×3	W2F3 ×3
F4 – bez hnojiva	W1F4 ×3	W2F4×3
kontrola bez rostliny a hnojiva	BF ×2	BD ×2

4.1.4 Sběr dat – hodnocení růstu rostlin

Po dvou týdnech od vyklíčení byla vybrána pouze jedna nejvhodnější rostlinka a zbylé odstraněny. Po 14 dnech od vysazení bylo zahájeno pravidelné zaznamenávání následujících parametrů u rostlin: výška rostliny, počet nových nodů. Vzhledem k tomu, že rostlina rýže má trsnatou formu, výška rostliny byla měřena u nejdelšího nodu od úrovně zeminy v cm s pravidelností 1krát týdně. Ze stejného důvodu byl zaznamenán i počet nových nodů (celkový počet nodů) se stejnou pravidelností. Dalším parametrem hodnotícím prospívání a růst rostliny byl index listové plochy – tzv. LAI (Leaf Area Index). Vzhledem k náročnosti byl sběr dat proveden celkem 5krát, a to 42, 56, 70, 112 a 122 dnů od vysazení. Ke sběru dat byla využita zrcadlovka Canon EOS 1100D (rozlišení 12,2 megapixelů) s objektivem Canon EF-S 18-55mm f/3.5-5.6 IS STM. Každá rostlina byla vyfotografována z pohledu svisle shora, a 2krát kolmo ze strany vždy z opačné strany (pootočená o 180°) proti tmavému pozadí (viz *fotodokumentace č. 3*). Digitální vyhodnocení snímků pomocí příslušného softwaru bylo provedeno

odborníkem v externí laboratoři na Katedře biofyziky Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci. Snímky byly vyhodnoceny převedením obrazových pixelů na reálnou listovou plochu. Za pomoci programovacího jazyka MATLAB (v. 2011b) byl příslušný software – Image Processing Toolbox (Mathworks Inc.) upraven a testován k vytvoření skriptu specifického pro vyhodnocení habitu rostliny rýže. Tato modifikace usnadnila vyhodnocení všech pořízených snímků rostlin rýže z pohledu shora.

4.1.5 Měření emisí skleníkových plynů a abiotických faktorů

K měření emisí sledovaných skleníkových plynů byly využity tři průhledné válcovité komory z plexiskla (válce bez dna) o průměru 25 cm a výšce 100 cm (viz *fotodokumentace č. 1*). Aby komory při měření zůstaly ve svislé poloze a v dolní části neunikal vzduch, byly stabilizovány železnými stojany o výšce cca 70 cm, sestávajícími z obruče těsně dosedající na komoru se třemi navařenými tyčemi odstávajícími od základny. Vzhledem k tomu, že různé plyny v komoře měly různou hustotu, byly komory ve spodní části na vnitřní stěně vybavené standardním počítačovým ventilátorem o průměru 8 cm napájeným USB akumulátorem o napětí 5 V (tzv. powerbankou) pro lepší homogenizaci vzduchu uvnitř komory (viz *fotodokumentace č. 2*). Komory měly ve výšce cca 75 cm vyvrtaný otvor o průměru cca 1 cm vzduchotěsně ucpaný pryžovou zátkou. Jakmile byly trsy rostlin rýže příliš široké, bylo nutné při měření listy svázat do snopu, aby se rostlina pohodlně vešla do komory a listy se nenamotávaly do lopatek ventilátoru.

Měření emisí oxidu uhličitého bylo zahájeno 30 dní po vysazení a probíhalo pravidelně 1krát týdně. K záznamu dat byl využit data logger Sensor Module CO2 Engine ®ELG s rozpětím detekce 0-5000 ppm CO₂. Senzor napájený standardní 9V baterií byl umístěn na vnitřní stěně komory a průběžně zaznamenával koncentraci CO₂ (ppm) v komorovém vzduchu, dále pak teplotu (°C) a vlhkost (%) vzduchu. Data byla zaznamenávána každých 30 sekund během celkem 10minutového měření, které probíhalo 2krát za 24 hodin – ve dne a v noci. Celkem bylo tedy za den, kdy probíhalo měření, sebráno 84 hodnot od každého měřeného parametru. Při měření emisí oxidu uhličitého byla provedena 4 měření na náhodném místě volně v kóji skleníku, kde

probíhal experiment. Data byla po každém měření přenesena do počítače, nicméně data o emisích oxidu uhličitého nebyla dále hodnocena.

Měření emisí metanu probíhalo kvůli technickým možnostem pouze čtyřikrát a až od začátku akademického roku 2017/2018 (tj. od 20. září). Bez senzoru metanu musel totiž sběr dat probíhat ve dvou fázích – nejprve odběr vzduchu z komory a následně jeho vyhodnocení v externí laboratoři Katedry analytické chemie Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci. Odběr vzduchu (při spuštěném ventilátoru) byl proveden dopoledne celkem 3krát – při 0, po 20 a po 40 minutách. Stejně jako u měření CO₂ byly sebrány 4 referenční vzorky vzduchu z náhodných míst ve skleníku a pro měření koncentrace metanu v okolním vzduchu. Z jednoho odběru tak v ideálním případě vzniklo 88 vzorků vzduchu. Kvůli technickým možnostem ale proběhly celkem 4 odběry a měření, a to 82, 96, 110 a 122 dnů od vysazení (DOV).

Vzduch z komory byl odebírán pomocí vzduchotěsných plastových injekčních stříkaček s jehlou o objemu 100 ml. Odběr spočíval v nabodnutí komory v místě připraveného otvoru s pryžovou zátkou, 3krát opakovaném vytažení a stlačení pístu do objemu 60 ml (pro lepší homogenizaci vzduchu) a následném odběru 60 ml vzduchu (viz *fotodokumentace č. 4*). K transportu a uložení byly připraveny předem označené vzduchotěsné skleněné vialky s krimpovacími víčky o objemu 20 ml. Vialky byly před každým vzorkováním po dobu 5 min propláchnuty inertním dusíkem (N₂). Přemístění komorového vzduchu ze stříkačky do vialky spočívalo v nabodnutí krimpovacího víčka stříkačkou a další volnou injekční jehlou (pro únik přebytečného vzduchu) a vytlačení obsahu stříkačky do vialky.

Analýza vzorků vzduchu probíhala v laboratoři vždy následující den po odběru. K měření bylo využito plynového chromatografu HEWLETT PACKARD 5890A Series II Gas Chromatograph s plamenovým ionizačním detektorem (GC-FID) napojeného na počítač s příslušným softwarem. Po zahřátí a kalibraci přístroje pro analýzu metanu byl postupně odebírán vzduch z vialek pomocí uzavíratelné vzorkovací stříkačky pro plynovou chromatografii a následně byla měřena koncentrace metanu v jednotlivých vzorcích. Výsledné hodnoty koncentrace metanu jednotlivých vzorků (peaky grafu)

byly pro konkrétní ošetření (vodní management – hnojivo) zaznamenávány do protokolu a následně vyhodnoceny.

Tři týdny po vysazení semen bylo zahájeno měření okolní teploty ve skleníku, která byla měřena s týdenním odstupem. Senzor zaznamenával teplotu daný den každých 30 minut po dobu 24 hodin (tzn. první hodnota naměřena v 00:00 hod, poslední v 23:30 téhož dne).

4.1.6 Hodnocení biomasy rostlin po sklizni

Hlavním parametrem pro hodnocení rozdílů mezi jednotlivými experimentálními zásahy měl být výtěžek obilí, což ale kvůli pozdnímu vysazení v létě nebylo možné. Experiment byl po 122 dnech ukončen (2. 11. 2017). Na závěr experimentu byly rostliny rýže opatrně vyjmuty ze substrátu a zemina byla pečlivě vypláchnuta z kořenového systému (viz *fotodokumentace č. 6*). Následně byla oddělena nadzemní a podzemní část a u obou okapaných částí byla změřena váha a délka. U kořenů byl ještě měřen objem ponořením do vodou naplněného odměrného válce a odečtením hodnoty vyteklé vody zjištěn objem s přesností desítek ml. Čerstvá biomasa obou částí byla následně sušena v troubě při 80°C a vzniklá sušina zvážena.

4.1.7 Zpracování dat a výpočty

K vyhodnocení dat a vytváření grafů byly využity programy NCSS 9 (NCSS 9 Statistical Software (2013). NCSS, LLC. Kaysville, Utah, USA, ncss.com/software/ncss.) a Microsoft Office Professional Plus 2010.

Ke stanovení průměrného množství emitovaného metanu na plochu 1 m² a den pro dané ošetření (zásah) bylo využito koncentrací naměřených po 20minutové inkubaci, neboť data o koncentraci po 40minutové inkubaci nebyla kompletní. K výpočtu bylo nutné znát aktuální koncentraci metanu v prostoru skleníku (CH_{4s}), koncentraci metanu v komoře po 20minutové inkubaci (CH_{4x}), objem komory (29,2 l), čas inkubace v hodinách (0,33 hod), a plochu příčného řezu komory (tj. plocha zeminy, z níž se uvolňoval metan = 0,031416 m²). Stanovení průměrného množství emitovaného metanu za den na m² pro dané ošetření tedy probíhalo podle následujícího výpočtu:

$$Emise_{CH_4} [\mu g] \times den^{-1} \times m^{-2} = \frac{(CH_{4X} - CH_{4S}) \times 29,2 \times 24}{(0,33 \times 0,031416 \times 1000)}$$

K ověření spolehlivosti některých výsledků byla provedena jednocestná analýza rozptylu ANOVA (Analysis of Variance) a některé další statistické testy spolehlivosti.

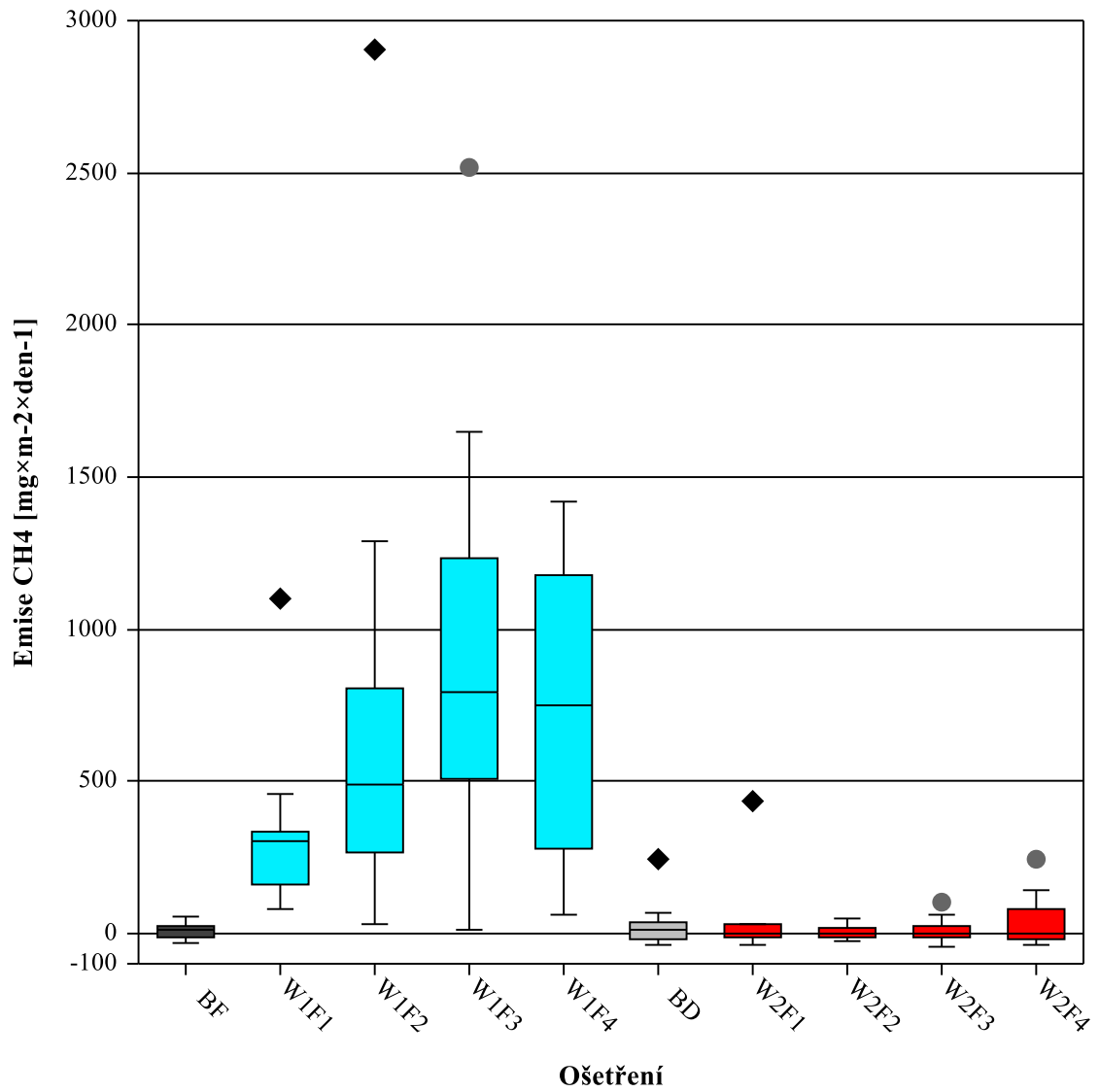
4.2 Výsledky

4.2.1 Emise metanu

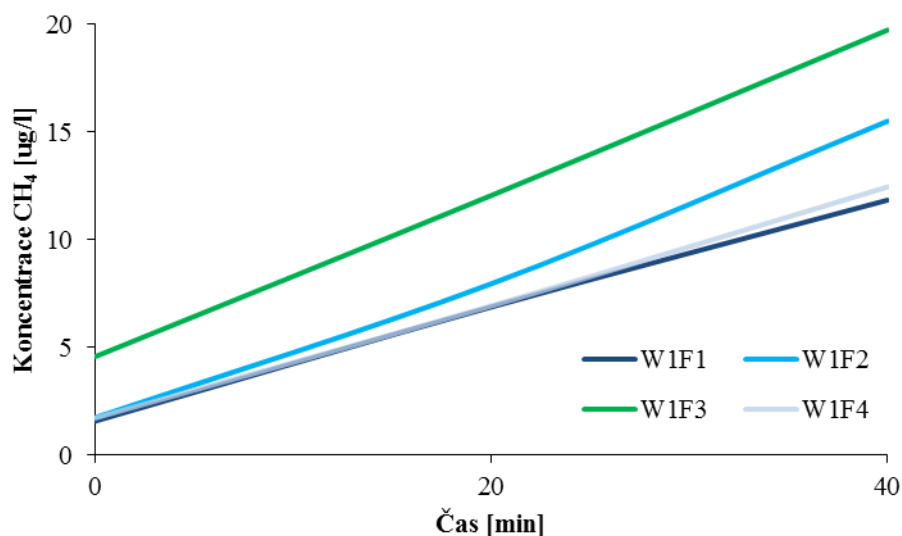
Koncentrace metanu v komorách po 40minutové inkubaci se souvislým zaplavením s rostlinou rýže (W1), tj. anaerobních podmínkách se podle předpokladů lineárně zvyšovala (viz *obr. č. 7*), zatímco v aerobních podmínkách s přerušovaným zaplavením koncentrace zůstávala stabilní nebo se snižovala (viz *obr. č. 8*).

Bez uvažované časové změny v průběhu růstových fází rýže byly celkové emise metanu na den a 1 m² z trvale zaplavené půdy s rostlinou rýže (W1) výrazně vyšší oproti emisím z periodicky odvodňované půdy s rostlinou rýže (W2). Z hlediska ošetření hnojivem byly nejvyšší emise metanu v případě trvale zaplavené půdy s aplikovaným organickým hnojivem – kravskou mrvou (W1F3) a dále následovala produkce z trvale zaplavené půdy s rostlinou bez hnojiva (W1F4). V rámci tohoto managementu – trvale zaplavené půdy s rostlinou poté následovala produkce metanu při ošetření nižším množstvím anorganického hnojiva v množství dle zemědělské praxe v Myanmaru (W1F2) a nejnižší emise metanu v rámci tohoto managementu byla z ošetření vyšším množstvím anorganického hnojiva (W1F1), stanoveného na základě doporučení myanmarskou vládou (viz *obr. č. 6*, použitá množství anorg. hnojiv viz *tab. č. 5*). Tyto výsledky byly stanoveny na základě dat sebraných ze čtyř měření – 82, 96, 110 a 122 dnů od vysazení (DOV). Průměrné emise CH₄ byly tedy stanoveny na základě těchto čtyř měření.

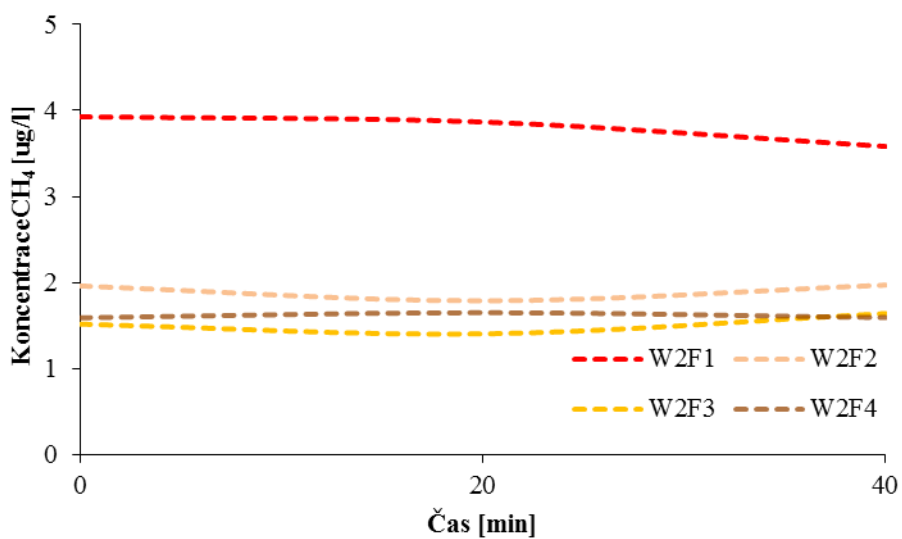
Emise metanu z půdy s přerušovaným zaplavením (W2) byly minimální nebo zde docházelo k jeho spotřebě (viz *obr. č. 6*). Zajímavým jevem byly emise metanu z neosazené půdy bez rostlin, kde bylo rovněž uvolněno minimální množství metanu, nebo byl spotřebováván, a to bez ohledu na vodní management (viz *obr. č. 6*). Produkce metanu byla tedy minimální nebo dosahovala záporných hodnot jak v případě trvale zaplavené půdy bez rostliny (BF), tak i v případě půdy s přerušovaným zaplavením (BD).



Obrázek č. 6: Krabičkový diagram emisí metanu z 1 m² na 1 den pro jednotlivá ošetření (W1 = souvislé zaplavení; W2 = přerušované zaplavení; F1 = anorganické hnojivo N = 2,28 g, P = 2,15 g, K = 1,43 g; F2 = anorganické hnojivo N = 0,96 g, P = 0,36 g, K = 0,43 g; F3 = organické hnojivo 56 g – kravská mrva; F4 = žádné hnojivo; BF = souvislé zaplavení bez rostliny a hnojiva; BD = přerušované zaplavení bez rostliny a hnojiva).



Obrázek č. 7: Vývoj průměrné koncentrace metanu v anaerobních podmínkách (souvislého zaplavení – W1) jednotlivých ošetření po 40minutové inkubaci ze vzorkování 4. 10. 2017 (F1 = anorganické hnojivo N = 2,28 g, P = 2,15 g, K = 1,43 g; F2 = anorganické hnojivo N = 0,96 g, P = 0,36 g, K = 0,43 g; F3 = organické hnojivo – kravská mrva – 56 g; F4 = žádné hnojivo).



Obrázek č. 8: Vývoj průměrné koncentrace metanu v aerobních podmínkách (přerušovaného zaplavení – W2) jednotlivých ošetření po 40minutové inkubaci ze vzorkování 4. 10. 2017 (F1 = anorganické hnojivo N = 2,28 g, P = 2,15 g, K = 1,43 g; F2 = anorganické hnojivo N = 0,96 g, P = 0,36 g, K = 0,43 g; F3 = organické hnojivo – kravská mrva – 56 g; F4 = žádné hnojivo).

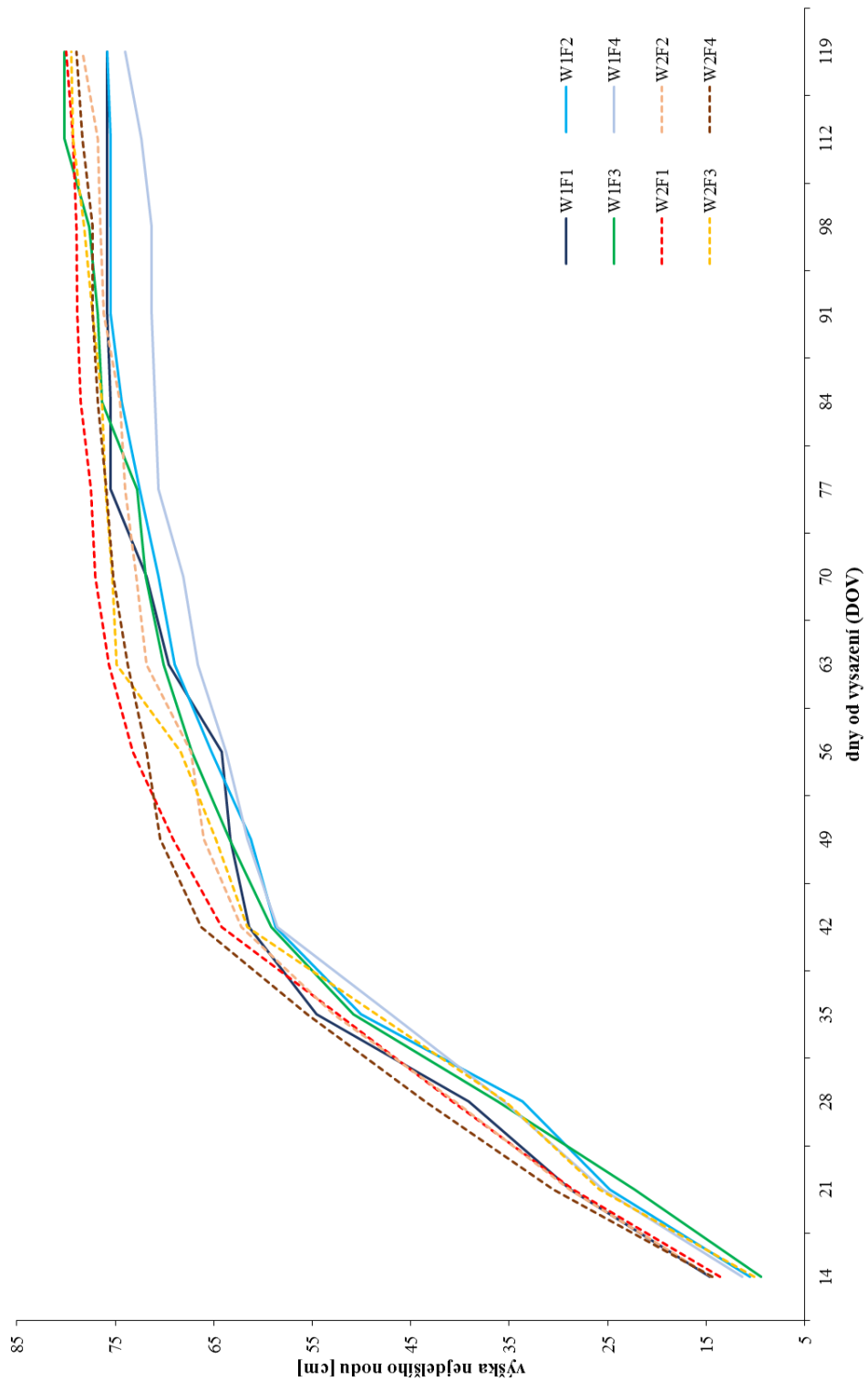
4.2.2 Hodnocení růstu a parametrů rostlin

Mezi jednotlivými ošetřeními nebyl v růstu, hodnoceném na základě průměrné délky nejdelšího nodu, evidentní žádný statisticky významný rozdíl. Za povšimnutí ale stojí období mezi cca 6. a 12. týdnem od vysazení semen (42 až 84 DOV), kdy rostliny rostoucí za podmínek přerušovaného zavlažování (W2) prospívaly z hlediska délky nejdelšího nodu lépe než rostliny v podmínkách trvalého zaplavení (W1) (viz *obr. č. 9 a 11*).

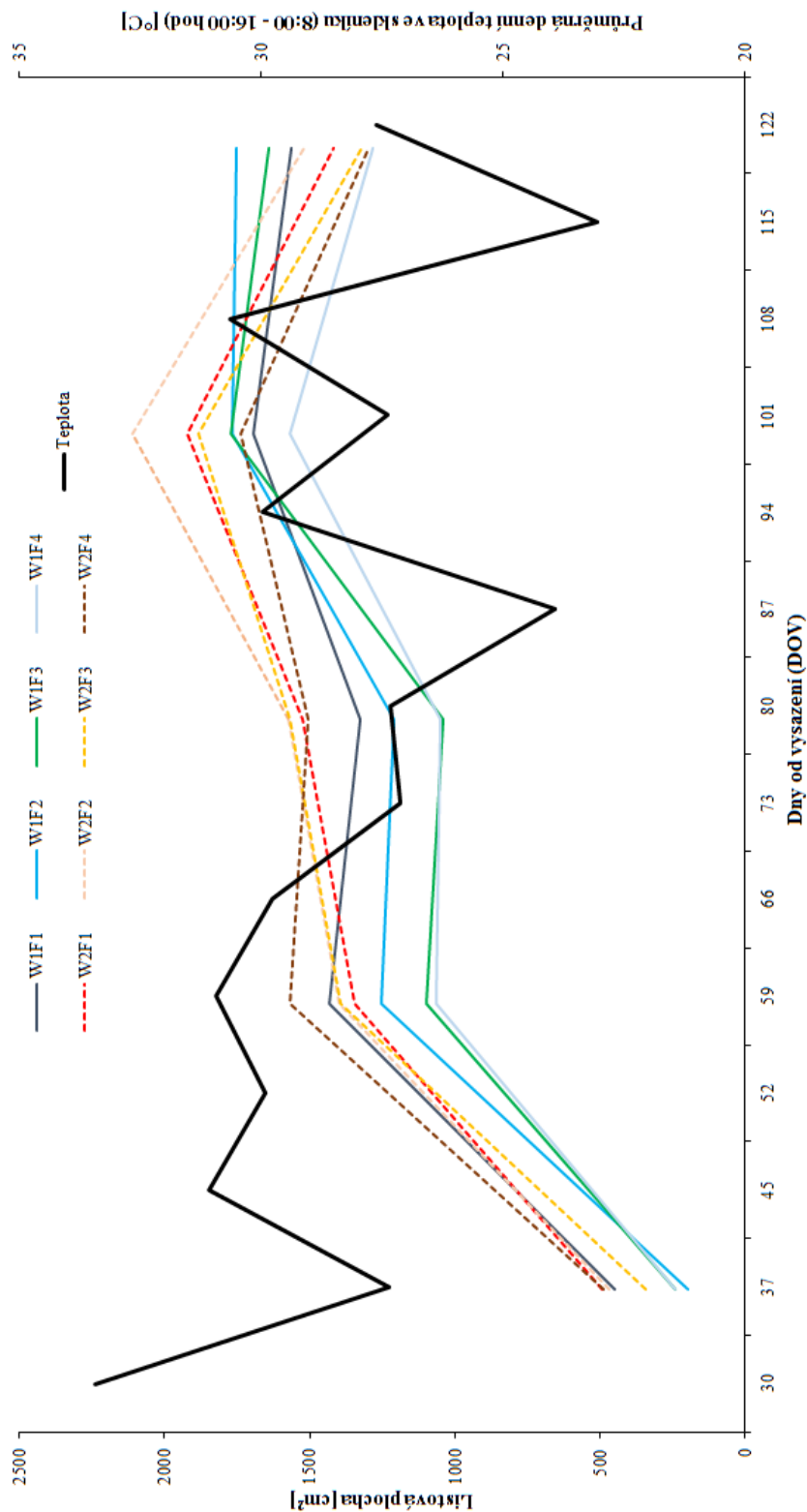
Co se týká dalšího parametru hodnocení prospívání rostlin – indexu listové plochy (LAI), rostliny rostoucí za podmínek přerušovaného zaplavení (W2) prospívaly z tohoto hlediska o něco lépe (viz *obr. 10 a 12*). K zajímavému jevu došlo při 80 DOV (dnech od vysazení) a 122 DOV (tj. těsně před sklizní), kdy LAI u některých rostlin poklesl, popř. stagnoval či narostl jen velmi mírně (viz *obr. 10 a 12*).

Hmotnost čerstvé biomasy rostlin měřené bezprostředně po sklizni i vysušené biomasy byla vyšší u rostlin rostoucích za podmínek přerušovaného zaplavení (W2). Mezi hmotnostmi rostlin rostoucích za různých režimů hnojení nebyl statisticky významný rozdíl (viz *obr. č. 13 a 14*). Podobný jev byl pozorován i u počtu nodů při sklizni, kdy rostliny rostoucí za podmínek přerušovaného zaplavení (W2) měly vyšší počet nodů, nicméně mezi rostlinami rostoucími za různých režimů hnojení nebyl v počtu nodů významný rozdíl (viz *obr. č. 15*).

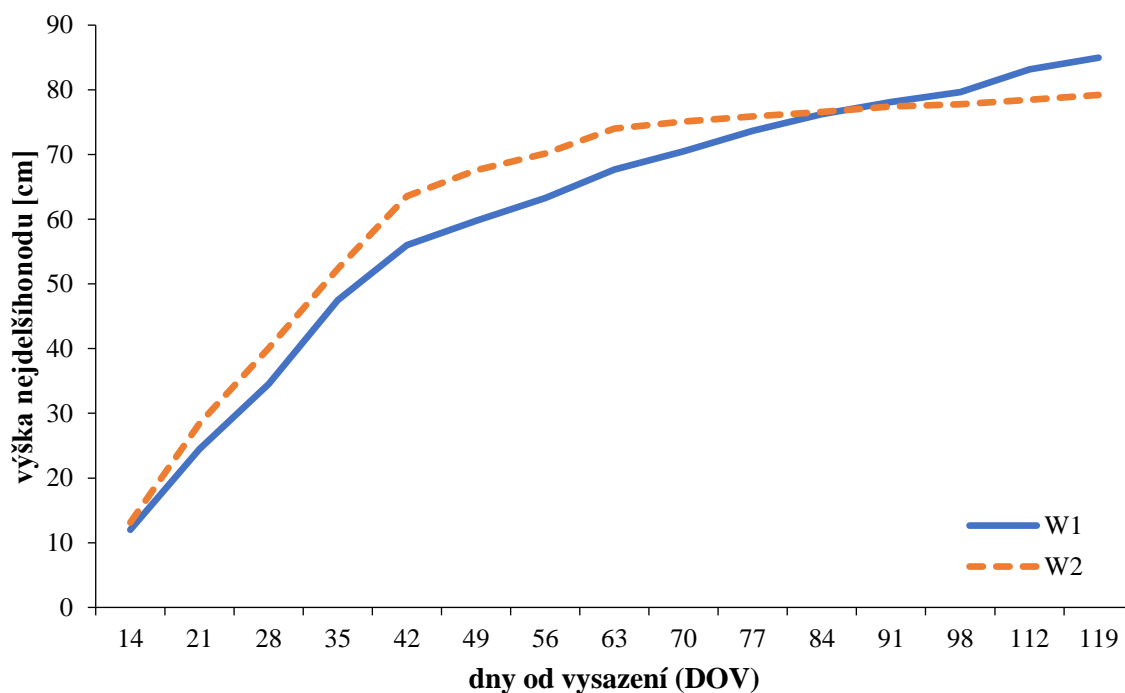
Objem kořene byl ale naopak vyšší u rostlin rostoucích v trvale zaplavené půdě (W1). Rozdíly v objemu kořene mezi rostlinami rostoucími za různých režimů hnojení byly minimální (viz *obr. č. 16*).



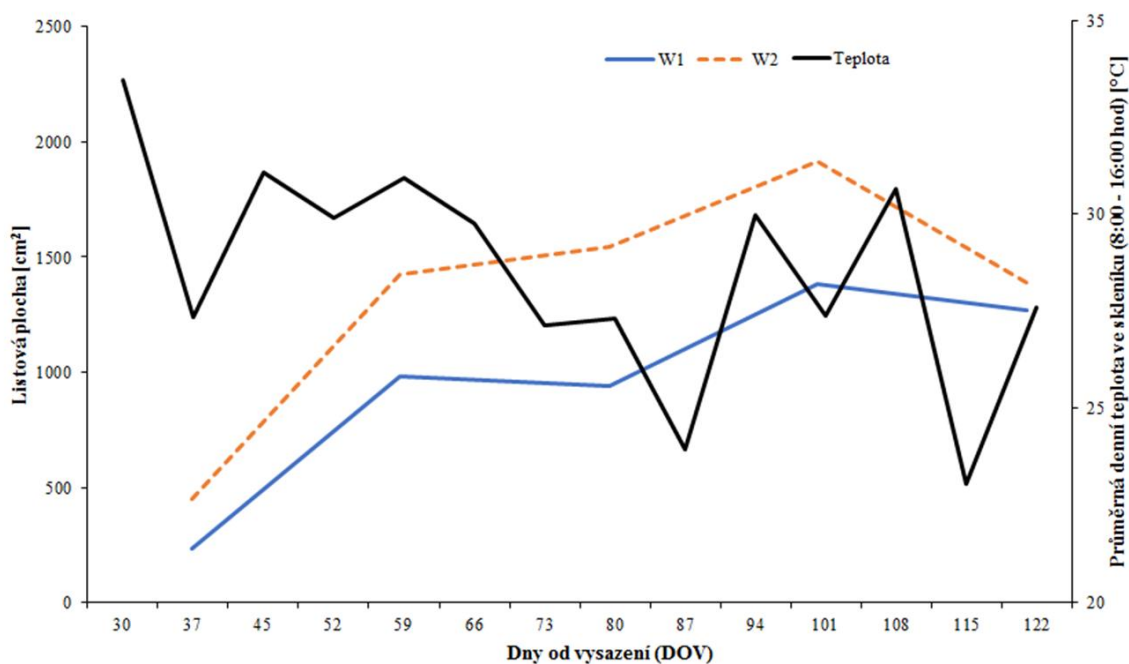
Obrázek č. 9: Vývoj průměrné výšky nejdelšího nodu rostlin rýže měřené s týdenním odstupem pro jednotlivá ošetření (W1 = souvislé zaplavení; W2 = přerušované zaplavení; F1 = anorganické hnojivo N = 2,28 g, P = 2,15 g, K = 1,43 g; F2 = anorganické hnojivo N = 0,96 g, P = 0,36 g, K = 0,43 g; F3 = organické hnojivo – kravská mrva – 56 g; F4 = žádné hnojivo).



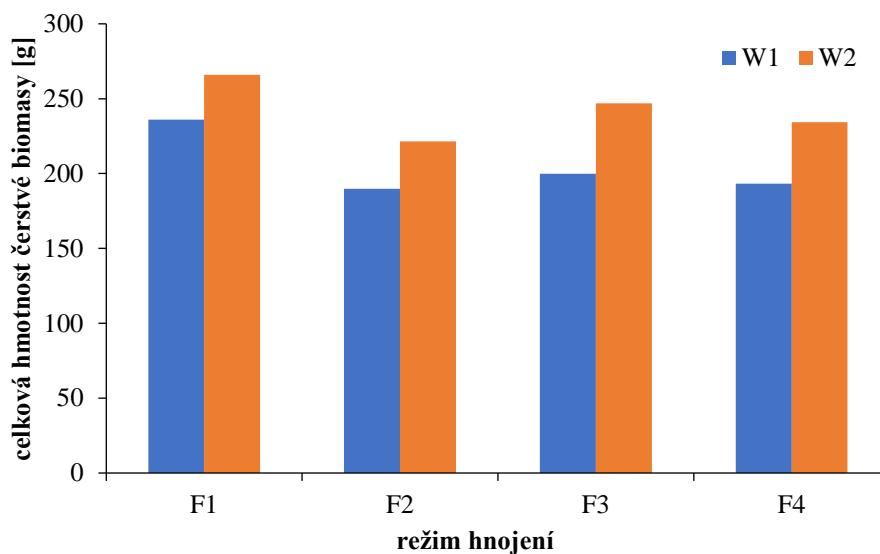
Obrázek č. 10: Vývoj průměrné listové plochy pro jednotlivá ošetření s proloženou průměrnou denní teplotou ve skleníku během fotosynteticky nejvýznamnějšího období (8:00-16:00 hod); (W1 = souvislé zaplavení; W2 = přerušované zaplavení; F1 = anorganické hnojivo N = 2,28 g, P = 2,15 g, K = 1,43 g; F2 = anorganické hnojivo N = 0,96 g, P = 0,36 g, K = 0,43 g; F3 = organické hnojivo – kravská mrva –56 g; F4 = žádné hnojivo).



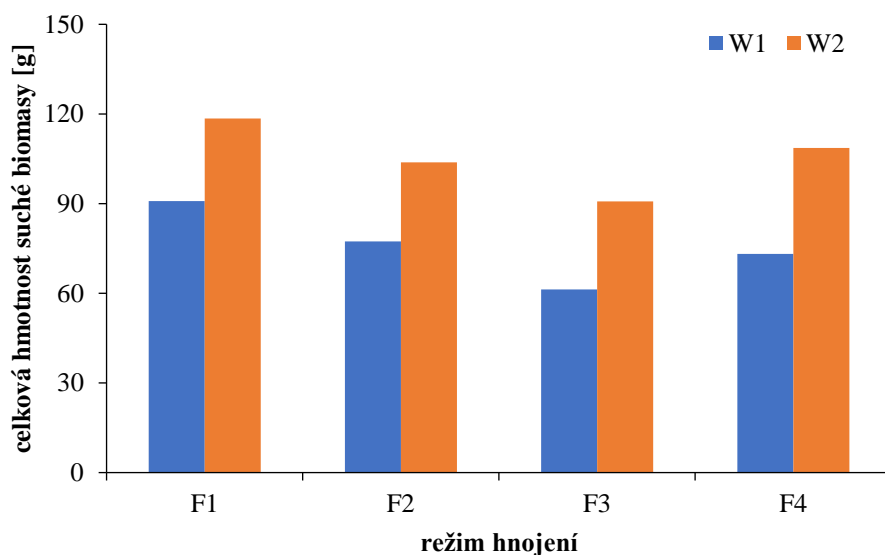
Obrázek č. 11: Srovnání vývoje průměrné výšky nejdelšího nodu rostlin rýže pro rostliny v trvale zamokřeném (W1) a periodicky odvodňované (W2) prostředí bez uvažovaného vlivu hnojiva.



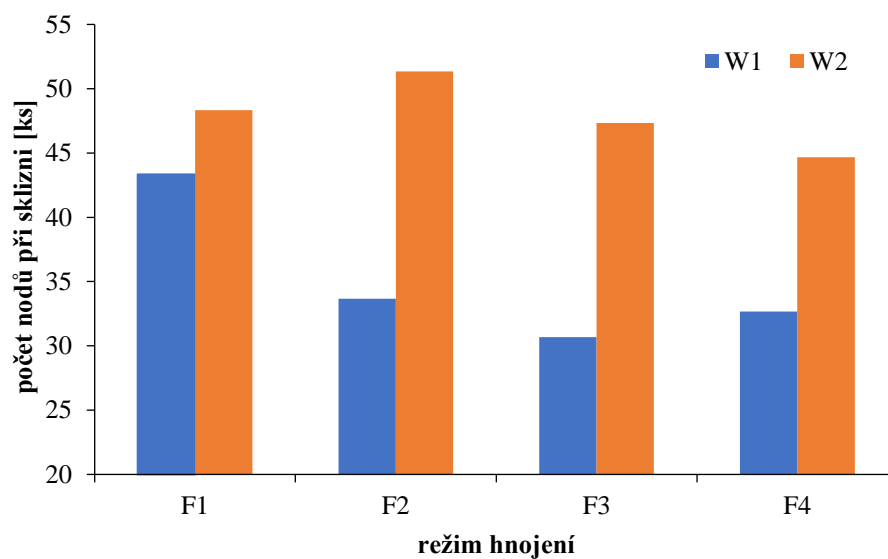
Obrázek č. 12: Srovnání vývoje průměrné listové plochy rostlin rýže pro rostliny v trvale zamokřeném (W1) a periodicky odvodňované (W2) prostředí bez uvažovaného vlivu hnojiva s proloženou průměrnou denní teplotou ve skleníku během fotosynteticky nejvýznamnějšího období (8:00-16:00 hod).



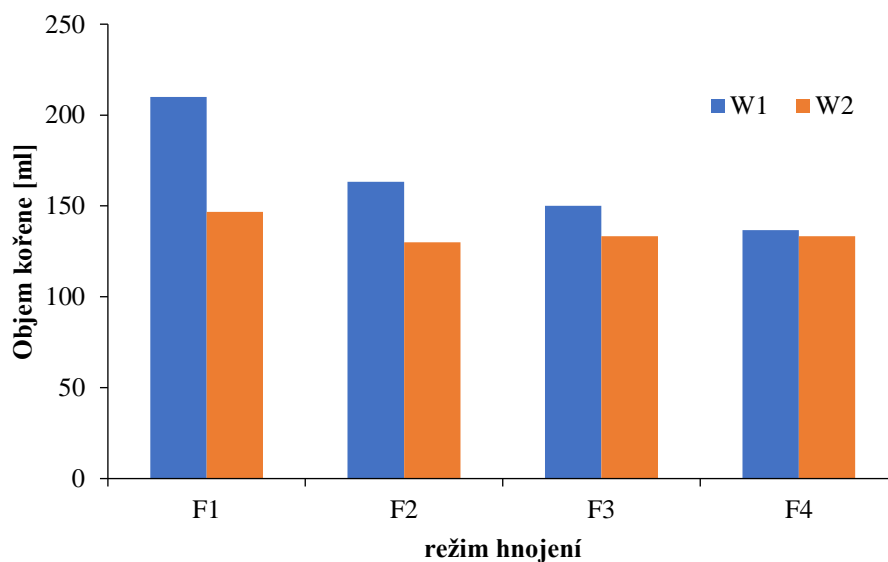
Obrázek č. 13: Srovnání celkové průměrné hmotnosti čerstvé biomasy rostlin rýže mezi jednotlivými ošetřeními (bezprostředně po sklizni); (W1 = souvislé zaplavení; W2 = přerušované zaplavení; F1 = anorganické hnojivo N = 2,28 g, P = 2,15 g, K = 1,43 g; F2 = anorganické hnojivo N = 0,96 g, P = 0,36 g, K = 0,43 g; F3 = organické hnojivo – kravská mrva – 56 g; F4 = žádné hnojivo).



Obrázek č. 14: Srovnání celkové průměrné hmotnosti suché biomasy rostlin rýže mezi jednotlivými ošetřeními (W1 = souvislé zaplavení; W2 = přerušované zaplavení; F1 = anorganické hnojivo N = 2,28 g, P = 2,15 g, K = 1,43 g; F2 = anorganické hnojivo N = 0,96 g, P = 0,36 g, K = 0,43 g; F3 = organické hnojivo – kravská mrva – 56 g; F4 = žádné hnojivo).



Obrázek č. 15: Srovnání průměrného počtu nodů u rostlin rýže mezi jednotlivými ošetřeními (W1 = souvislé zaplavení; W2 = přerušované zaplavení; F1 = anorganické hnojivo N = 2,28 g, P = 2,15 g, K = 1,43 g; F2 = anorganické hnojivo N = 0,96 g, P = 0,36 g, K = 0,43 g; F3 = organické hnojivo – kravská mrva – 56 g; F4 = žádné hnojivo).



Obrázek č. 16: Srovnání průměrného objemu kořene u rostlin rýže mezi jednotlivými ošetřeními (W1 = souvislé zaplavení; W2 = přerušované zaplavení; F1 = anorganické hnojivo N = 2,28 g, P = 2,15 g, K = 1,43 g; F2 = anorganické hnojivo N = 0,96 g, P = 0,36 g, K = 0,43 g; F3 = organické hnojivo – kravská mrva – 56 g; F4 = žádné hnojivo).

4.3 Diskuse

V anaerobních podmínkách trvale zaplavené půdy s rostlinou rýže (W1) docházelo podle očekávání k intenzivní produkci metanu (viz *obr. 6 a 7*). Metan zde vznikal jako produkt mikrobiálního společenstva metanogenních archeí přítomných na povrchu kořenů rýže, v rhizosféře či v okolní půdě (Lehmann-Richter et al. 1999; Shrestha et al. 2011, viz kapitola 3.6.3). Po vyčerpání kyslíku začala dominovat anaerobní dekompozice a souvislá vrstva vody bránila difuzi kyslíku do půdy, takže zcela převažovala produkce metanu nad jeho oxidací. Vyprodukovaný metan následně unikal do atmosféry tzv. ebulicí (vybubláním), difuzí či skrze aerenchym rostlin rýže. Vyšší produkci metanu trvale zavodněným rýžovištěm oproti odvodňovanému dokumentuje mnoho prací (viz kapitoly 3.6.3 a 3.6.5) – Lehmann-Richter et al. 1999; Shrestha et al. 2011, Yan et al. 2005, Burton 2003.

V aerobních podmínkách přerušovaně zaplavované půdy s rostlinou (W2) koncentrace metanu podle předpokladů zůstávala stabilní nebo se snižovala díky přístupu kyslíku a následné oxidaci metanu metanotrofními bakteriemi (viz *obr. č. 8*). V mnoha případech tyto bakterie dokázaly koncentraci metanu ve vzduchu v komoře snížit oproti koncentraci okolního vzduchu ve skleníku. K oxidaci pravděpodobně docházelo hlavně na rozhraní půdy a vzduchu, kde byl metan oxidován na vodu a CO₂ (Gilbert & Frenzel 1998; Bodelier 2003). Již jediné odvodnění rýžoviště během rýžové sezóny sníží emise metanu (Wang et al. 2000) a dvě odvodnění během této periody sníží emise ještě významněji (Yan et al. 2005) (viz kapitola 3.6.5).

Zajímavým jevem je nízká produkce metanu z půdy bez rostliny rýže, která je velmi podobná i mezi oběma vodními režimy – trvalým (BF) a přerušovaným (BD) zaplavením (viz *obr. č. 6*). Samotnou produkci metanu tedy ovlivňuje přítomnost rostliny rýže. Hlavním faktorem tohoto jevu mohla být produkce kořenových exudátů – organických látek produkovaných rostlinami rýže a vylučovaných kořeny do okolní půdy, které jsou fermentovány a dále rozkládány metanogeny za vzniku metanu. Vliv kořenových exudátů na emise metanu rýžovištěm dokumentuje např. Conrad 2004 a Aulakh et al. 2001 (viz kapitola 3.6.2 a 3.6.3). Dalším faktorem ovlivňujícím produkci metanu může být uvolňování organické hmoty rostlinou rýže (odumřelé a poškozené části rostliny a kořenů), které jsou rovněž degradovány za vzniku metanu. Přítomnost

organické hmoty je vedle vodního managementu nejvýznamnějším faktorem ovlivňujícím emise metanu rýžovištím (Yan et al. 2005). Produkce metanu tedy přímo úměrně závisí na množství rozkládající se organické hmoty v substrátu (slámy, odumřelých rostlinných částí a kořenů), jak dokumentuje Watanabe et al. 1997 a Wang & Adachi 2000 (viz kapitola 3.6.5). Hydrolytické a fermentující mikroorganismy pomocí extracelulárních enzymů štěpí polymery na monomery tvořící tuto biomasu. Koncové produkty těchto procesů (např. acetát) jsou využívány metanogenními archea za vzniku metanu (Alpana et al. 2017, Rulík et al. 2013 – viz kapitola 3.4.3). Doba přidání organické hmoty (např. při hnojení organickým hnojivem) může také významně ovlivnit produkci metanu. Pokud je biomasa přidána už na začátku sezóny, jsou emise nižší, než pokud je aplikována až později – např. při kvetení (Adhya et al. 2000).

Míra produkce metanu mezi jednotlivými ošetřeními hnojivem (W1F1 – W1F4) v rámci trvalého zaplavení půdy s rostlinou (W1) naznačovala výsledky podle očekávání (viz kapitola 3.6.5). Nejvyšší emise tedy pocházely z půdy s rostlinou ošetřené organickým hnojivem – sušenou kravskou mrvou v peletech (W1F3) (viz *obr. č. 6*). Vedle vodního managementu je totiž přítomnost organické hmoty v rýžovišti nejvýznamnějším faktorem produkce metanu při pěstování rýže. Přítomnost organického hnojiva či jakékoli jiné odumřelé biomasy vede ke zvýšení emisí metanu rýžovištím, jak naznačují práce Watanabe et al. 1997, Wang & Adachi 2000 (viz výše).

Druhou nejvyšší produkci metanu vykazovalo ošetření bez hnojiva (W1F4). Poté následovala produkce metanu z kombinace ošetření trvalé zaplavení – nižší množství anorganického hnojiva (W1F2), v množství stanoveném na základě pěstitelské praxe. Nejnižší emise metanu v rámci trvalého zaplavení (W1) vykazovalo ošetření vyšším množstvím anorganického hnojiva (W1F1) stanoveného na základě doporučení myanmarské vlády (viz *obr. č. 6*). Přítomnost anorganického hnojiva je totiž jedním z parametrů snižujících produkci metanu rýžovištím, kvůli inhibici metanogeneze popř. nedostatku substrátů pro metanogeny, což ukazuje např. Xie et al. 2010 a Dong et al. 2011 (viz kapitola 3.6.5).

Ačkoliv pořadí míry produkce metanu jednotlivých režimů hnojení (W1F1 – W1F4) v rámci trvalého zaplavení vyšlo podle očekávání, výsledky se ukázaly jako

nesignifikantní. Hodnoty jednotlivých naměřených koncentrací metanu byly příliš rozptýlené (viz *obr. č. 6*) a na produkci metanu pravděpodobně působilo mnoho dalších vlivů (viz kapitola 3.6.5), takže tyto výsledky tedy nelze považovat za relevantní. Původem nepřesností mohl být také složitý postup samotného odběru vzorků, nakládání s nimi a jejich vyhodnocování (viz kapitola 4.1.5). Pro lepší spolehlivost výsledků by bylo vhodné provést více měření a replikací jednotlivých kombinací ošetření, popř. měřit koncentraci vhodnějším způsobem, např. přenosným analyzátozem plynů.

Co se týká parametrů hodnocení prospívání rostlin – indexu listové plochy (LAI) a délky nejvyššího nodu, rostliny rostoucí za podmínek přerušovaného zaplavení (W2) prospívaly z těchto hledisek o něco lépe (viz *obr. 9, 10, 11 a 12*), nicméně z hlediska ošetření hnojivy nebyl patrný žádný trend. Pravděpodobně díky převažujícímu vlivu vodního managementu. V průběhu vývoje indexu růstové plochy (LAI) došlo dvakrát k jeho poklesu, stagnaci popř. pouze mírnému nárůstu, a to kolem 80 DOV (dnů od vysazení) a při 122 DOV (tj. těsně před sklizní). Důvodem prvního propadu (stagnace) mohl být pokles teploty ve skleníku a zpomalení fotosyntézy a růstu. Proto byla grafem proložena křivka průměrné denní teploty během fotosynteticky nejvýznamnějšího období (8:00 – 16:00 hod) (viz *obr. 10 a 12*). Důvodem druhého propadu (stagnace) mohl být fakt, že rostliny zakládaly květenství, což bývá doprovázeno usycháním (ohýbáním) listů. Tento jev byl ještě zřetelnější u rostlin rostoucích za podmínek přerušovaného zaplavení (W2) (viz *obr. 10 a 12*), kde mohlo dojít k proschnutí svrchních vrstev půdy a následnému snížení obsahu vody v listech a jejich ohnutí. Nicméně kvůli náročnosti měření bylo k dispozici pouze 5 opakování. Více replikací by lépe pomohlo objasnit vývoj listové plochy a faktory, které ji ovlivňují.

Kořeny rostlin rýže, která kořenuje v anaerobním substrátu, vyžadují ke svému růstu, obnově a aktivnímu transportu živin kyslík, k čemuž těmto rostlinám slouží systém intercelulár zvaný aerenchym, umožňující difuzi kyslíku z listů do kořenů (Gathorne-Hardy 2013). Proto se rostliny rýže rostoucí v trvale zamokřeném prostředí (W1) musejí při růstu zaměřit na aeraci kořenového systému a odolávat nízkému redoxnímu potenciálu. Tento jev tedy pravděpodobně způsobil horší prospívání rostlin kořenujících v trvale zaplaveném substrátu (W1) oproti rostlinám kořenujícím v přerušovaně zaplavovaném substrátu (W2), a to prakticky ve všech měřených

parametrech (viz *obr. 9 – 15*). Na druhou stranu, ze stejného důvodu, měly rostliny rostoucí v trvale zamokřeném prostředí rozsáhlejší kořenový systém. K získávání živin ze substrátu je potřeba dostatek kyslíku. V anaerobním prostředí s nízkým redoxním potenciálem je tedy těžší získat živiny, a proto je nutné vytvořit rozsáhlejší kořenový systém, aby byl tento jev vykompenzován (viz *obr. 16*).

Rozdíly v parametrech rostlin po sklizni z hlediska ošetření hnojivem nebyly statisticky významné a nebyl v nich patrný žádný trend (viz *obr. č. 13 – 16*). Spolehlivost těchto výsledků tedy nebyla stanovována. Hlavním důvodem byl nízký počet jednotlivých replikací od každého ošetření, každá jednotlivá kombinace vodní režim – režim hnojení měla pouze 3 opakování) Převládajícím faktorem ovlivňujícím tyto parametry byl pravděpodobně vodní management, vedle kterého mohlo působit i mnoho dalších (viz kapitola 3.6.5). Pro stanovení vlivu hnojiv na rostlinné parametry by bylo potřeba více replikací.

Ke stanovení finálního výtěžku a tím pádem i optimálního managementu (kombinace ošetření) by bylo ideální vyhodnocení množství (biomasa) vyprodukovaných obilek, o které při pěstování rýže jde. Toto bohužel kvůli technickým možnostem (pozdnímu vysazení rýže začátkem července a nutnosti předčasného vyklizení skleníku) nebylo možné.

5 Závěr

Tato diplomová práce sestává ze dvou částí – literární rešerše a experimentální praktické části. Literární rešerše představuje rýži jako jednu z nejvýznamnějších potravin světa. Na výživě rýží setou (*Oryza sativa*, L.) je totiž závislá většina lidské populace. Pěstování rýže má mnohá specifika, hlavně díky faktu, že pro růst vyžaduje půdu plně nasycenou vodou.

Globální změna klimatu na Zemi je komplexní jev závisející na mnoha faktorech. Milankovičovy cykly jsou jevy ovlivňující příjem slunečního záření Zemí způsobené výkyvy v oběhu Země kolem své osy a kolem Slunce. Patří sem změna výstřednosti (excentricity) oběžné dráhy Země kolem Slunce, krouživý pohyb zemské osy (precese) a změna sklonu zemské osy (nutace). Aktivita Slunce a jeho magnetické pole rovněž kvaziperiodicky kolísají, kdy nejznámějším slunečním cyklem je Schwabeův 11letý cyklus. Změny aktivity Slunce mají také vliv na pronikání kosmického záření do atmosféry, které ovlivňuje tvorbu mraků. Desková tektonika může mít mimo jiné vliv na uvolňování i depozice oxidu uhličitého – významného skleníkového plynu. Klíčový vliv na zemské klima má také termohalinní cirkulace. Aerosoly přítomné v atmosféře mohou bránit pronikání slunečního záření k povrchu popř. bránit infračervenému záření odraženému od povrchu. Nicméně jejich efekt ochlazování díky absorpci slunečního záření převažuje. Vliv vegetačního pokryvu povrchu zemského povrchu je dosti komplexní. Různé typy vegetačního krytu se liší v albedu a fotosyntetizující rostliny také spotřebovávají CO₂. Klimatické změny jsou rovněž ovlivňovány magnetickou polaritou Země. Tyto změny vyvolávají např. klimatický jev Severoatlantickou oscilaci.

Skleníkový efekt závisí schopnost některých atmosférických (skleníkových) plynů zachycovat od povrchu odražené záření, díky čemuž se povrch Země více ohřeje. Různé skleníkové plyny různý absorpční potenciál. Molekula metanu zachycuje záření 20–30krát významněji než molekula CO₂. Nejvýznamnějším skleníkovým plynem je vodní pára. Celkový efekt vody na globální oteplování je ale pozitivní, protože díky tvorbě mraků a odparu z vodních ploch převažuje ochlazování nad skleníkovým efektem vodní páry.

Metan přirozeně vzniká buďto vulkanickou činností nebo biologicky – metanogenezí působením metanogenních archeí jako koncový produkt dekompozice organické hmoty v anaerobním prostředí. Metan po dosažení aerobní zóny může být oxidován metanotrofními bakteriemi za vzniku CO₂ a H₂O. Metanogenní archea také mohou být při dostatku SO₄²⁻ v kompetici o substrát vyloučeny sulfát-redukujícími bakteriemi.

S exponenciálním růstem lidské populace v posledním století se zvyšovala i koncentrace metanu v atmosféře, takže dnes převažuje antropogenní produkce nad přirozenou. Vedle nakládání s fosilními palivy a odpady jsou rýžoviště významným antropogenním zdrojem metanu. Kromě metanu rýžoviště produkuje také skleníkové plyny CO₂ a N₂O. Jejich produkce a význam pro globální oteplování je ale ve srovnání s produkcí metanu zanedbatelná.

Složení mikrobiálního společenstva vč. metanogenních archeí v rýžovišti i produkce metanu z nich závisí na mnoha faktorech, z nichž mnohé lze ovlivnit v procesu pěstování. Z těchto vlivů jsou nejvýznamnější vodní management a přítomnost organické hmoty. Dalšími faktory na emise mohou mít vlastnosti půdy v rýžovišti, pěstovaná varieta rýže, konkrétní parametry rostlin či klimatické podmínky v dané lokalitě. Snížit emise metanu může i aplikace anorganických hnojiv.

Cílem experimentální části práce bylo určit optimální management pro pěstování rýže – tj. pokud možno s nízkými emisemi metanu a zachováním vysokého výnosu. V anaerobních podmínkách trvalého zaplavení vodou byly emise metanu několikanásobně vyšší oproti podmínkám odvodňovaným. V aerobních podmínkách přerušované závlahy dokonce docházelo ke spotřebě metanu díky oxidaci metanotrofními bakteriemi. Experiment dále prokázal, že samotná přítomnost rostliny rýže má klíčový vliv na emise metanu. Pravděpodobně díky produkci kořenových exudátů a odumřelé organické hmoty rostlinou byly emise metanu z půdy bez rostliny nižší či dokonce docházelo k jeho spotřebě, a to nezávisle na vodním managementu. Co se týče ošetření hnojivem, pořadí množství vyprodukovaného metanu v rámci anaerobních podmínek odpovídalo předpokladům. Nejvyšší produkci metanu vykazovala půda s rostlinou ošetřená organickým hnojivem, následovala půda s rostlinou bez hnojiva, poté ošetření nižším a nakonec vyšším množstvím

anorganického hnojiva. Tyto výsledky ale nelze považovat za relevantní kvůli širokému rozptylu naměřených hodnot, samotnému postupu měření a působení dalších vlivů, z nichž vliv vodního managementu na emise metanu převažoval.

Index listové plochy a délka nejvyššího nodu, ukázaly na lepší prospívání rostlin rostoucích za podmínek přerušovaného zaplavení. I další parametry rostlin měřené při jejich sklizni ukázaly, že rostliny pěstované za podmínek přerušované závlahy prospívaly lépe než v anaerobních podmínkách. Nicméně z hlediska ošetření hnojivy nebyl patrný žádný trend – pravděpodobně díky převažujícímu vlivu vodního managementu a nízkému počtu replikací. Kořeny rostlin rostoucích v trvale zaplavené půdě měly rozsáhlejší kořenový systém pravděpodobně z důvodu nízkého redoxního potenciálu v anaerobním substrátu. Za těchto podmínek je totiž obtížnější získávat živiny. Pro stanovení finálního výtěžku by bylo ideální posoudit množství vyprodukovaných rýžových obilí, což ale kvůli technickým podmínkám nebylo možné.

Ideální management pro pěstování rýže s nízkými emisemi metanu a při zachování výtěžku by podle zjištění této práce zahrnoval především změnu v trvalém zavodnění rýžoviště (anaerobních podmínek). V praxi je odvodňování rýžoviště technicky náročný proces, takže je vhodnější pěstovat rýži v brázdách, kde není půda souvisle zaplavena nebo přidat k závlahovému systému i systém provzdušňující vodu. Aplikace anorganických hnojiv rovněž vede ke snížení emisí metanu při zachování výtěžku. Přítomnost organické biomasy v rýžovišti (org. hnojiva či rostlinného opadu) významně zvyšuje produkci emisí metanu, takže je žádoucí její přítomnost snižovat (např. nevracet rýžovou slámu do rýžoviště). Dalšími úkony, které mohou snížit produkci skleníkových plynů rýžoviště, je aplikace karbidu vápenatého v kapslích (CaC_2) či využití biotechnologie *Azolla-Anabaena* při pěstování.

6 Seznam použité literatury

Adhya, T. K., Bharati, K., Mohanty, S. R., Ramakrishnan, B., Rao, V. R., Sethunathan, N. & Wassmann, R. (2000): Methane Emission from Rice Fields at Cuttack, India. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 58: 95–105.

Alpana, S., Vishwakarma, P., Adhya, T. K., Inubushi, K. & Dubey, S. K. (2017): Molecular ecological perspective of methanogenic archaeal community in rice agroecosystem *Science of the Total Environment*: 136–146.

Aulakh, M. S., Wassmann, R., Bueno, C. & Rennenberg, H. (2001): Impact of root exudates of different cultivars and plant development stages of rice (*Oryza sativa*, L.) on methane production in paddy soil. *Plant Soil* 239, 77–85.

Beck, L. L., Piccot, S.D., Kirchgessner, D. A., (1993): Industrial sources. – In: Khalil, M. [ed.], *Atmospheric Methane: Sources, Sinks and Role in Global Change*: 341–399, Springer-Verlag, New York.

Beerling, D. J., Lomax, B. H., Royer, D. L., Upchurch, G. R., Jr. & Kump, L.R. (2002): An atmospheric CO₂ reconstruction across the Cretaceous-Tertiary boundary from mega fossils. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 99 (12): 7836–7840.

Bodelier, P. L. E. (2003): Interactions between oxygen releasing roots and microbial processes in flooded soils and sediments. – In: de Kroon, H. & Visser, E. J. W. [eds.], *Root ecology*. Springer, Berlin, Germany.

Bottke, W. F., Vokrouhlický, D. & Nesvorný, D. (2007): An asteroid breakup 160 Myr ago as the probable source of the K/T impactor. *Nature* 449: 48–53.

Bridgham, S. D., Cadillo-Quiroz, H., Keller, J. K. & Zhuang, Q. (2013): Methane emissions from wetlands: biogeochemical, microbial, and modeling perspectives from local to global scales. *Global Change Biology* 19: 1325–1346.

Bridgham, S. D., Cadillo-Quiroz, H., Keller, J. K., & Zhuang, Q. (2013): Methane emissions from wetlands: biogeochemical, microbial, and modeling perspectives from local to global scales. *Global Change Biology*. 19, 1325–1346.

Brochier-Armanet, C., Gribaldo, S. & Forterre, P. (2008): A DNA topoisomerase IB in Thaumarchaeota testifies for the presence of this enzyme in the last common ancestor of Archaea and Eucarya. *Biol. Direct* 3 (54).

Bronson, K. F. & Mosier A. R. (1991): Effect of encapsulated calcium carbide on dinitrogen, nitrous oxide, methane, and carbon dioxide emissions from flooded rice. *Biology and Fertility of Soils*. 11: 116–120.

Brune, A. (2014): Symbiotic digestion of lignocellulose in termite guts. *Nature Reviews Microbiology* 12 (3): 168-180.

Bucha, V. & Bucha V., Jr. (1997): Geomagnetic forcing of changes in climate and in the atmospheric circulation. *Journal of Atmospheric and Solar-Terrestrial physics* 60 (2): 145–169.

Burton, A. (2003): Draining Rice Paddies Cuts Methane Emissions. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 1(2): 64.

Conrad, R. (2002): Control of microbial methane production in wetland rice fields. *Nutr. Cycl. Agroecosyst*: 64, 59–69.

Conrad, R. (2004): Methanogenic microbial communities associated with aquatic plants. – In: Varma, A., Abbott, L., Werner, D., Hampp, R. [eds.], *Plant Surface Microbiology*: 35–50, Springer, Berlin.

Conrad, R., Klose, M., Noll, M., Kemnitz, D. & Bodelier, P. L. E. (2008): Soil types links microbial colonization of rice roots to methane emission. *Glob. Chang. Biol.* 14: 657–669.

Das, K. & Baruah, K. K. (2008): Methane emission associated with anatomical and morphophysiological characteristics of rice (*Oryza sativa*) plant. *Physiologia Plantarum* 134: 303–312.

Denman, K. L, Brasseur, G. & Chidthaisong, A. (2007): Couplings between changes in the climate system and biogeochemistry. – In: Solomon, S., Qin, D., Manning, M., ss [eds.], *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*: 499–587, Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Dong, H., Yao, Z., Zheng, X., Mei, B., Xie, B., Wang, R., Deng, J., Cui, F. & Zhu, J. (2011): Effect of ammonium-based, non-sulfate fertilizers on CH₄ emissions from a paddy field with a typical Chinese water management regime. *Atmospheric Environment* 45: 1095–1101.

Ehhalt, D. H., Conrad, R., Mitra, A. P., Neue, H. U. & Sass R. (1996): Methane Emissions from Rice Cultivation: Flooded Rice Fields. In: *Greenhouse Gas Inventory Reference Manual: Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) at its Twelfth Session.* Mexico City, 11-13 September 1996: IPCC 3: 4.53–4.71.

Etiopo, G. & Sherwood Lollar, B (2013): Abiotic methane on Earth. *Reviews of Geophysics*. 51 (2): 276-299.

Fenchel, T. & Finlay, B. J. (1995): *Ecology and evolution in anoxic worlds.* Oxford University Press, Oxford, 288 p.

Gathorne-Hardy, A. (2013): Greenhouse gas emissions from rice. RGTW Working Paper 3, Oxford.

Gilbert, B. & Frenzel, P. (1998): Rice roots and CH₄ oxidation: the activity of bacteria, their distribution and the microenvironment. *Soil Biology and Biochemistry* 30: 1903–1916.

GISTEMP Team 2019: GISS Surface Temperature Analysis (GISTEMP) [online]. NASA Goddard Institute for Space Studies. Aktualizováno: 15. 2. 2019 [cit. 2. 4. 2019] Dostupné z: <https://data.giss.nasa.gov/gistemp/>.

Gogoi, N., Baruah, K., Gogoi, B. & Gupta, P. K. (2008): Methane emission from two different rice ecosystems (Ahu and Sali) at lower Brahmaputra valley zone of north East India. *Appl. Ecol. Environ. Res.* 6: 99–112.

Hohenkerk, C. Y., Yallop, B. D., Smith, C. A., & Sinclair, A. T. (1992): Celestial Reference Systems – In: Seidelmann, P. K. [ed.], *Explanatory Supplement to the Astronomical Almanac.* Sausalito: 99. US Naval Observatory, University Science Books Company, Mill Valley.

Holubová, K. (1989): Rostlinná výroba I – Obiloviny. Vysoká škola zemědělská, Institut tropického a subtropického zemědělství, Praha, 158 p.

Hongmin, D., Erda, L., Yue, L., Minjie, R. & Qichang, Y (1996): An Estimation of Methane Emissions from Agricultural Activities in China. *Ambio*. 25(4): 292–296.

Hu, Z., Wu, S., Ji, C., Zou, J., Zhou, Q., & Liu, S. (2016): A comparison of methane emissions following rice paddies conversion to crab-fish farming wetlands in southeast China. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23: 1505–1515.

Huber, H., Hohn, M. J., Rachel, R., Fuchs, T., Wimmer, V. C. & Stetter, K .O. (2002): A new phylum of archaea represented by a nanosized hyperthermophilic symbiont. *Nature* 417: 63–67.

Cheng, W., Yagi, K., Sakai, H. & K. Kobayashi (2006): Effects of Elevated Atmospheric CO₂ Concentrations on CH₄ and N₂O Emission from Rice Soil: An Experiment in Controlled environment Chambers. *Biogeochemistry* 77: 351–373.

Chin, K. J., Lueders, T., Friedrich, M. W., Klose, M. & Conrad, R. (2004): Archaeal community structure and pathway of methane formation on rice roots. *Microb. Ecol.* 47: 59–67.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 1995): Climate Change 1994 (Radiative Forcing of Climate Change), Cambridge Univ. Press, Cambridge, UK.

Inubushi, K., Cheng, W., Aonuma, S., Hoque, M. M., Kobayashi, K., Miura, S., Kim, H. Y. & Okada, M. (2003): Effects of free-air CO₂ enrichment (FACE) on CH₄ emission from a rice paddy field. *Glob. Chang. Biol.* 9: 1458–1464.

Jetten, M. S. M., Stams, A. J. M. & Zehnder, A. J. B. (1992): Methanogenesis from acetate – a comparison of the acetate metabolism in *Methanothrix soenghii* and *Methanosarcina* spp. *FEMS Microbiol. Rev.* 88: 181–197.

Jia, Z., Cai, Z. & Tsuruta, H. (2006): Effect of rice cultivar on CH₄ production potential of rice soil and CH₄ emission in a pot experiment. *Soil Sci. Plant Nutr.* 52: 341–348.

Khalil, M. & Shearer, M. J. (2000): Sources of methane: an overview. – In: Khalil, M. [ed.], Atmospheric Methane: Its Role in the Global Environment: 98–111, Springer-Verlag, New York.

Kiehl, J. T. & Trenberth, K. E. (1997): Earth's Annual Global Mean Energy Budget. Bulletin of the American Meteorological Society 78 (2).

Kirchgessner, D. A., Piccot, S. D. & Winkler, J. D. (1993): Estimate of global methane emissions from coal mines. Chemosphere 26: 453–472.

Kögel-Knabner, I., Amelung, W., Cao, Z., Fiedler, S., Frenzel, P., Jahn, R., Kalbitz, K., Kölbl, A. & Schloter, M. (2010): Biogeochemistry of paddy soils. Geoderma 157: 1–14.

Kutílek, M. (2008): Racionálně o globálním oteplování. – Dokořán, Praha, 185 p.

Lála, P. & Vítek, A. (1982): Malá encyklopedie kosmonautiky. – Mladá fronta, Praha, 392 p.

Lane, L. J., Nichols M. H. & Osborn, H. B. 1994: Time series analyses of global change data. Environ Pollut. 83 (1-2): 63–68.

Le Mer, J. & Roger, P. (2001): Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils. Soil Biology 37: 25–50.

Lehmann-Richter, S., Grosskopf, R., Liesack, W., Frenzel, P. & Conrad, R. (1999): Methanogenic archaea and CO₂-dependent methanogenesis on washed rice roots. Environmental Microbiology 1: 159–166.

Liu, Y. & Whitman, W. B. (2008): Metabolic, phylogenetic and ecological diversity of the methanogenic archaea. Annals New York Academy. Science 1125: 171–189.

Liu, Y., Wan, K-y., Tao, Y., Li, Z-g., Zhang, G-s., Li, S-l. & Chen, F. (2013): Carbon Dioxide Flux from Rice Paddy Soils in Central China: Effects of Intermittent Flooding and Draining Cycles. PLoS ONE. 8 (2): 1–8.

Lovley, D. R. & Klug, M. J. (1983): Sulfate reducers can out compete methanogens at freshwater sulfate concentrations. Applied Environmental Microbiology 43: 1373–1379.

Madigan, M. T., Martinko, J. M., Stahl, D. A. & Clark, D. P. (2012): Brock Biology of Microorganisms, Global edition – 13th ed., Pearson Education, Inc., San Francisco, 1150 p.

Matthews, E. (1994): Assessment of methane sources and their uncertainties. *Pure Appl. Chem* 66: 154–161.

Mitchell, C. (1993): Methane emissions from the coal and natural gas industries in the UK. *Chemosphere* 26: 441–446.

Miyahara, H., Yokoyama, Y., & Yamaguchi, Y. T. (2010): Influence of the Schwabe/Hale solar cycles on climate change during the Maunder Minimum. – In: Kosovichev, A. G., Andrei, A. H. & Rozelot, J.-P. [eds.], *Solar and Stellar Variability: Impact on Earth and Planets*. Proceedings IAU Symposium No. 264, International Astronomical Union 2010.

Müller, W. H. (2015): The spin, the nutation, and the precession of the Earth's axis revisited from a (numerical) mechanics perspective. *ZAMM – Journal of Applied Mathematics and Mechanics*. 95 (10): 992–1003.

Neue, H.-U. (1993): Methane Emission from Rice Fields. *BioScience*. 43(7): 466–474.

Pälike, H. (2005): Orbital Variation (Including Milankovitch Cycles). – In: Selley, R. C., Cocks, L. R. M. & Plimer, I. R. [eds.], *Encyclopedia of Geology*, 1: 410–421, Elsevier, Amsterdam.

Papademetriou, M. K. (2000): Rice Production in the Asia-Pacific Region: Issues and Perspectives. – In: Papademetriou, M. K., Dent, F. J., Herath, E. M. [eds.], *Bridging the Rice Yield Gap in the Asia-Pacific Region*. Food and Agriculture Organization of the United Nations Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok, Thailand.

Parfitt, E. A. & Wilson, L. (2009): *Fundamentals of Physical Volcanology* – Blackwell Publishing Company, Oxford 256 p.

Qin, Y., Liu, S., Guo, Y., Liu, Q. & Zou, J. (2010): Methane and nitrous oxide emissions from organic and conventional rice cropping systems in Southeast China. *Biology and Fertility of Soils* 46: 825-834.

Rulík, M., Baudišová, D., Růžička, J. & Šimek, K. (2013): Mikrobiální ekologie vod. – Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc, 292 p.

Sampanpanish, P. (2012): Use of organic fertilizer on paddy fields to reduce greenhouse gases. *ScienceAsia* 38: 323–330.

Sánchez, M., Santamarina, C., Teymouri, M., & Gai, X. (2018): Coupled numerical modeling of gas hydrate-bearing sediments: From laboratory to field-scale analyses. *Journal of Geophysical Research: Solid Earth*, 123: 10326-10348. <https://doi.org/10.1029/2018JB015966>

Shin, Y-K., Yun, S-H., Park, M-E., & Lee, B-L. (1996): Mitigation Options for Methane Emission from Rice Fields in Korea. *Ambio*. 25(4): 289–291.

Shindell, D. T., Faluvegi G., Koch, D. M., Schmidt G. A., Unger N. & Bauer S. E. (2009): Improved attribution of climate forcing to emissions. *Science* 326: 716–718.

Shrestha, M., Shrestha, P. M. & Conrad, R. (2011): Bacterial and archaeal communities involved in the in situ degradation of ¹³C-labelled straw in the rice rhizosphere. *Environ. Microbiol. Rep.* 3: 587–596.

Sigren, L. K., Lewis, S. T., Fisher, F. M. & Sass, R. L. (1997): Effects of field drainage on soil parameters related to methane production and emission from rice paddies. *Glob. Biogeochem. Cycles* 11: 151–162.

Svensmark, H. & Calder, N. (2007): *The Chilling Stars: A New Theory of Climate Change.* – Icon Books, Ltd., Cambridge, 256 p.

Svobodová, V. (2011): *Oryza sativa L. – rýže setá / ryža siata* [online]. BOTANY.CZ. Aktualizováno: 8. 10. 2011 [cit. 27. 10. 2018] Dostupné z: <https://botany.cz/cs/oryza-sativa/>

Vanýsek, V. (1980): *Základy astronomie a astrofyziky.* – Academia, Praha, 541 p.

Vaughan D. A, Lu B-R. & Tomooka N. (2008): The evolving story of rice evolution. *Plant Science* 174: 394–408.

Wagner, G. M. (1997): *Azolla*: A Review of Its Biology and Utilization. Botanical Review. 63 (1): 1–26.

Wang, B. & Adachi, K. (2000): Differences among rice cultivars in root exudation, methane oxidation, and populations of methanogenic and methanotrophic bacteria in relation to methane emission. Nutr. Cycl. Agroecosyst 58: 349–356.

Wang, Z. Y., Xu, Y. C., Li, Z., Guo, Y. X., Wassmann, R., Neue, H. U., Lantin, R. S., Buendia, L. V., Ding, Y. P. & Wang, Z. Z. (2000): A Four-Year Record of Methane Emissions from Irrigated Rice Fields in the Beijing Region of China. Nutrient Cycling in Agroecosystems 58: 55–63.

Wassmann, R., Papen, H. & Rennenberg, H. (1993): Methane emission from rice paddies and possible mitigation options. Chemosphere 26: 201–217.

Watanabe, I., Hashimoto, T. & Shimoyama, A. (1997): Methane-oxidizing activities and methanotrophic populations associated with wetland rice plants. Biol. Fertil. Soils 24: 261–265.

Woese, C. R., Kandler, O. & Wheelis, M. L. (1990): Towards a natural system of organisms: proposal for the domains Archaea, Bacteria, and Eucarya. Proc. Natl. Acad. Sci. 87, 4576–4579.

Wunsch, C. (2002): What is the thermohaline circulation?. Science: 298 (5596): 1179–81.

Xie, B. H., Zheng, X. H., Zhou, Z. X., Gu, J. X., Zhu, B., Chen, X., Shi, Y., Wang, Y. Y., Zhao, Z. C., Liu, C. Y., Yao, Z. S. & Zhu, J. G. (2010): Effects of nitrogen fertilizer on CH₄ emission from rice fields: multisite field observations. Plant and Soil 326: 393–401.

Yagi, K. & Minami, K. (1990): Effect of organic matter application on methane emission from Japanese paddy soils. Soil Sci. Plant Nutr. 36: 599–610.

Yagi, K., Tsuruta, H. & Minami, K. (1997): Possible options for mitigating methane emission from rice cultivation. Nutr. Cycl. Agroecosyst. 49: 213–220.

Yan, X., Akiyama, H. & Yagi K. (2009): Global estimations of the inventory and mitigation potential of methane emissions from rice cultivation conducted using the

2006 Intergovernmental Panel on Climate Change Guidelines. Glob Biogeochem Cycles.

Yan, X., Yagi, K., Akiyama, H. & Akimoto, H. (2005): Statistical analysis of the major variables controlling methane emission from rice fields. *Global Change Biology* 11: 1131-1141.

Zheng, Y. F., Sun, G. P. & Chen X. G. (2007): Characteristics of the short rachillae of rice from archaeological sites dating to 7000 years ago, *Chinese Science Bulletin*. 52: 1654–1660.

..

7 Seznam příloh

Příloha: Fotodokumentace

Fotodokumentace č. 1: Průhledná válcovitá komora z plexiskla k měření koncentrací skleníkových plynů (fotografie autora).

Fotodokumentace č. 2: Standardní počítačový ventilátor o průměru 8 cm napájený USB akumulátorem o napětí 5 V (tzv. powerbankou) pro lepší homogenizaci vzduchu uvnitř komory (fotografie autora).

Fotodokumentace č. 3: Fotografování rostlin pro vyhodnocení indexu listové plochy (LAI) (fotografie autora).

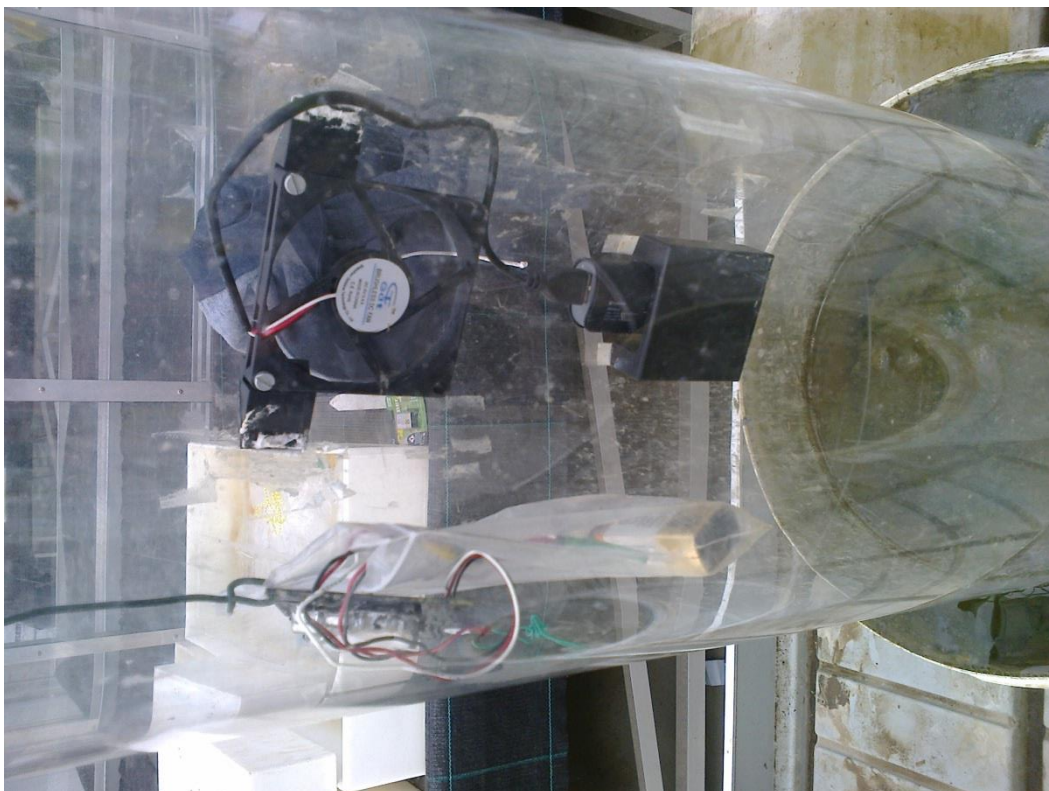
Fotodokumentace č. 4: Detail odběru vzorků plynu po 20-minutové inkubaci (fotografie autora).

Fotodokumentace č. 5: Detail příčného řezu rostlinou rýže s patrným aerenchymem (fotografie autora).

Fotodokumentace č. 6: Rostliny rýže po sklizni (fotografie autora).



Fotodokumentace č. 1: Průhledná válcovitá komora z plexiskla s železným stojanem k měření koncentrací skleníkových plynů (fotografie autora).



Fotodokumentace č. 2: Standardní počítačový ventilátor o průměru 8 cm napájený USB akumulátorem o napětí 5 V (tzv. powerbankou) pro lepší homogenizaci vzduchu uvnitř komory (fotografie autora).



Fotodokumentace č. 3: Fotografování rostlin pro vyhodnocení indexu listové plochy (LAI) (fotografie autora).



Fotodokumentace č. 4: Detail odběru vzorků plynu po 20minutové inkubaci (fotografie autora).



Fotodokumentace č. 5: Detail příčného řezu rostlinou rýže s patrným aerenchymem (fotografie autora).



Fotodokumentace č. 6: Rostliny rýže po sklizni (fotografie autora)