

ОБЗОР

ПРОИЗВОДСТВО НА ДИАЗОТЕН ОКСИД (N₂O) ПРИ ХРАНОСМИЛАТЕЛНИЯ ПРОЦЕС НА ПРЕЖИВНИТЕ ЖИВОТНИ И ВЪЗМОЖНОСТИ ЗА НЕГОВОТО НАМАЛЯВАНЕ

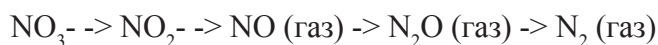
ЕВГЕНИ ВИДЕВ, НИКОЛАЙ ОБЛАКОВ, ЖИВКО КРЪСТАНОВ
Земеделски институт – Стара Загора

Диазотният оксид е химично съединение, оксид на азота с формула N₂O. При нормални условия представлява безцветен, незапалим газ с приятна сладникава миризма и вкус. Получава се при загряване на амониев нитрат и разграждане на нитрати. Предизвиква чувство на еуфория, което е причина да бъде известен и под наименованието „райски газ”.

В зависимост от условията, при които се извършва разграждането на нитратите, е възможно образуването на диазотен оксид. Той е един от газовете със силен парников ефект, тъй като помага за разрушаването на озоновия слой.

В стратосферата двуазотният оксид може да се окисли до азотна киселина и да се стигне до образуването на киселинни дъждове.

Денитрификацията е биологичен процес, при който нитратите се редуцират до азот, преминавайки последователно през нитрити и азотни окиси в съответствие със следната реакционна схема.



Последователната редукция на азотните съединения протича под действието на каталитичната ензимна активност на *Pseudomonas denitrificans* (Грам отрицателни факултативно анаеробни бактерии, които извършват денитрификация), при наличие на подходящ донор на електрони (Parvanova-Mancheva & Beschkov, 2003).

Денитрификационните процеси биват асимилационни и дисимилационни. При асимилационните нитратът се използва като източник на азот за изграждане на клетъчната структура, а при дисимилационните нитратите са акцептори на електрони, заменят кислорода и участват в енергийната обмяна на веществата.

Процесът на денитрификация е свързан с промяната на степента на окисление на азота при редукцията на NO₃ до N₂.

Специфичните ензими, управляващи тези процеси са: нитрат-редуктази, нитрит-редуктази, NO-редуктази и N₂O-редуктази.

Според Stouthamer (1988) нитрат-редуктазите са свързани към цитоплазмената страна на клетъчната мембрана, докато нитрит и N₂O-редуктазите се асоциират с периплазмената страна. Този модел обяснява лесното освобождаване по механичен път при пасивния транспорт на азотен оксид и двуазотен оксид в реакционната среда, при неблагоприятни за пълното протичане на процеса условия (липсата на донор на електрони).

В случаите, когато активността на нитрит-редуктазите е по-ниска, от нитрат-редуктазите се наблюдава значително натрупване на нитрити в системата.

Основните източници на емисии в глобален мащаб на двуазотен оксид са производството на енергия - 9%, обезлесяване/очистване на земя за земеделие - 17%, промишлена дейност - 15%, наторяване на земя - 48% и изгаряне на биомаса - 14%.

В земеделието азотният оксид се отделя от синтетичните азотни торове, които внасяме в почвата. В САЩ земеделската земя е най-големият източник на двуазотен оксид и представлява 69% от всички емисии през 2011 г. Азотният оксид се отделя и при разграждането на азота от преживни животни чрез тора и урината, което е 5% от емисиите в страната през същата година.

Земеделието допринася за 60% от антропогенния парников газ диазотен оксид (N_2O) в световен мащаб, който притежава 296 пъти повече потенциал за глобално затопляне от въглеродния диоксид.

Емисиите могат да бъдат намалени чрез намаляване на торенето с азотни торове, по-добри практики за усвояване на оборски тор и по-добро разпръскване на урината.

Животновъдството е източник и на редица задушливи газови емисии, като амоняк и сероводород. Амонякът се отделя предимно от животинските екскременти (оборотски тор) и може да предизвика различни здравни смущения в зрението и дихателната система при хората и животните.

Отложен в почвата и водоемите, амонякът може да причини еутрофикация и подкиселяване на естествените екосистеми и да повиши риска от образуване на киселинни дъждове (**Fangmeier et al., 1994**).

Други въздействия върху околната среда, свързани с отглеждането на животни, са емисии на фосфор от оборски тор, които също водят до еутрофикация, влошаване показателите на водите, вследствие, на което се появява свръхрастеж на водораслите във водоемите, т. нар. „цъфтеж на водата“, което от своя страна ускорява биологична смърт на цялата водна екосистема.

Редица проучванията сочат, че ако се понижи количеството на суровия протеин във фуражите, ще се понижат и емисиите на амоняк, отделян от екскрементите на животните (**Canhh et al., 1998; Galles et al., 2012**).

В тази връзка е необходимо да се работи в посока разработване и употреба на фуражни добавки, които едновременно да подобряват производителността в животновъдството и в същото време да оказват благоприятно въздействие върху околната среда, понижавайки нивата на отделените вредни емисии.

Учени от университета **Hertfordshire, UK (2012)** са направили преглед на използваните фуражни добавки по отношение на въздействието им върху околната среда.

Извършени са проучвания на общо 246 вещества, използвани като фуражни добавки. От тях за 130 се приема, че оказват благоприятен ефект върху околната среда.

Животните, обект на тези изследвания са: едър рогат добитък (включително биволи), овце, кози, свине и птици. При тях се проследяват показателите: метан, амоняк, въглероден диоксид, мирис, ароматни съединения, азот, фосфор и сяра.

Фуражните добавки условно са разделени в десет групи:

Първата група е на „органични киселини и техните соли“ - това са вещества, които имат добър потенциал за въздействие върху околната среда по отношение на намаляването на емисиите на метан и амоняк. Изследвани са общо 24, като 11 от тях (7 киселини и 4 соли) имат отношение към намаляването на отделянето на вредни емисии замърсители и по-специално бензоената и фумаровата киселина.

Към групата на “мастните киселини” се отнасят 12 вещества, от които са идентифицирани осем с потенциал за понижаване предимно на производството на метан и в по-малка степен емисиите на амоняк. Единственото вещество, което се откроява съществено в тази група, е лауриновата киселина, която проявява възможност за едновременно намаляване емисиите и на метан, и на амоняк. Лауриновата киселина обаче е силно токсична за водните организми.

Групата на “аминокиселините” се състои от 8 вещества, към които се отнася L - цистеинът, но поради недостатъчния брой изследвания и ниската способност да намалява нивата на азот в урината (~ 20%) се смята, че L-цистеинът не е от съществена значимост.

Към групата на «мазнини и масла» се отнасят общо 16 вещества, като от тях 10 имат благоприятно въздействие върху околната среда и по-специално по отношение емисиите от метан, отделян в животновъдството, където проучванията показват понижаване в диапазон от 13% до 58%.

Веществата от групата на „растителните екстракти” имат нисък потенциал на благоприятно въздействие върху околната среда - около 20% за амоняк и метан. Най-новата стратегия в тази група е внедряването на технология за производство на гъст екстракт (*extractum spissum*) от червен лют пипер (*capsicum annum* L.).

В групата на „етеричните масла” влизат 42 вещества, от тях 31 имат добър потенциал за въздействие върху околната среда по отношение намаляването на емисиите на метан и амоняк. Ментата (*Mentha microphylla*), ригана (*Origanum vulgare*) и мащерката (*Thymus vulgaris*) показват сходни нива на активност. При употребата на вещества от тази група не е установена проява на нежелани ефекти върху здравето на животните и хората.

Групата „антибиотици” се разделя на две подгрупи: „обща антибиотици”, където се отнасят 11 вещества, от които 6 са с благоприятно въздействие за върху околната среда и „йонофорни антибиотици” - 9 вещества, от които 5 проявяват благоприятни въздействия върху околната среда. Монензинът е с най-голям потенциал за въздействие от всички антибиотици.

Веществата от тип „бактерии, ензими и дрожди” спомагат за стабилизирането на чревната флора и подобряват храносмилането. В рамките на това проучване от тази група са изследвани 29 вещества, като е установено, че от тях 12 са с потенциал за благоприятно въздействие върху околната среда. Фитазата например е добре проучен ензим по отношение понижаването на отделянето на фосфор (с около 52%). В едно проучване е посочено, че този ефект може да е съчетан с едновременно понижаване на отделянето и на амоняк. Установено е, че някои пробиотици понижават емисиите на метан и сероводород едновременно.

В групата „минерални соли” има три вещества и от тях се откроява зеолитът, който има най-голям потенциал за въздействие върху околната среда. Той понижава с около 45% амонячните емисии и с около 17% метановите емисии от животновъдството. В някои случаи обаче е възможно да стане предпоставка за повишаване на серовъглеродните емисии.

Към групата „други вещества” се отнасят разнородни по своя характер вещества. Естествено срещани са 23, а 21 са синтетично синтезирани. Типичен представител е 9,10 - антрахинонът, който има добър потенциал за понижаване на нивата на метан (с около 70%). Той не е токсичен за хората, животните или околната среда. Бромоетансулфоновата киселина също понижава емисиите на метан с около 60%, но поради липса на достатъчна информация относно физикохимичните и токсикологичните характеристики не може да се гарантира безопасност при употреба на това вещество.

За да се приложи една подобна практика на хранене на животните с фокус опазване на околната среда, от съществено значение е и икономическият стимул за самите животновъди, т.е. тези практики трябва да са съчетани едновременно с повишаване на производителността в животновъдството и с понижаване на отделянето на вредни емисии в околната среда.

Преживните животни отделят между 75 и 95% от азота, който поглъщат, като част от него използват за продукция, излишъкът от хранителния азот се отделя с урината, а азотната тор екскреция е относително постоянна (Castillo, 2000; Eckard, 2007). Хранителният азот, консумиран от преживни животни, с концентрация до 30% се използва за производството, а повече от 60% се губи от системата на хранене (Uaythed, 1995).

Ефективното отделяне с урината от млечна крава е обикновено между 800 kg и 1300 kg азот / хектар (Eckard et al., 2006), депозирването на азот при концентрации по-големи от нуждите на почвата може да се използва ефективно. Стратегиите за намаляване на емисиите на диазотен оксид следва да се съсредоточат върху подобряване на ефективността на преминаването на азота по

веригата почва – растение – животно.

Концептуално, ако животното отделя урината по-равномерно, концентрацията на азота ще бъде намалена и това потенциално ще доведе до намаляване на емисиите на N_2O . Въпреки че сега няма разработени конкретни технологии в тази насока, трябва практически и етично да се мисли по този въпрос (**De Klein & Eckard, 2008**).

Coffey (1996) съобщава, че подобряването на ефективността на фуража на 0.01% може да доведе до 3.3% намаление на азота в хранителната екскреция, ако се приеме подобен темп на растеж и задържане на хранителни вещества. Селекционирането на разплодните животни с цел повишаване на ефективността на преобразуването на фуража трябва да доведе до раждането на животни, при които по-голям дял от приетата храна да отива за производството и по-малко за екскреция на азот, като по този начин ще се намалят потенциалните загуби от диазотния оксид.

Misselbrook et al., (2005) посочват, че млечните крави, хранени с 14% кондензиран протеин отделят 45% по-малко азот с урината в сравнение с такива, хранени с 19% кондензиран протеин. По същия начин **Van Vuuren (1993)** показва, че при хранене на млечни крави с многогодишен райграс с нисък протеин и високи добавки на захар намалява размера на общия азот и азота, отделящ се с урината, съответно с 6 - 9% и 10 - 20%, в сравнение с трева от други пасища.

Miller (2001) установява, че млечните крави, хранени с пасищен райграс с високо съдържание на захар, отделят 18% по-малко общ азот и 29% по-малко азот отделян в урината.

Кондензираните танинови комплекси с протеини в търбуха са предпазени от микробиално асимилиране в резултат на усвояването на аминокиселини в търбуха и долната част на червата. По тази причина кондензираният танинов протеинов комплекс се отделя в изпражненията (**Min, 2003; De Klein & Eckard, 2008**).

Carulla (2005) показва, че храненето на овце с екстракт от кондензираните танини *Acacia mearnsii* (черен плет) увеличава разделянето на азот от урината и изпражненията, като намалява отделянето на азот в урината с 9.3% като дял от общия азот.

Grainger (2009) добавя екстракт от *Acacia mearnsii* към храната на лактиращи млечни крави и установява 45-59% намаление на азота в урината, а 18 до 21% повече азот в изпражненията.

Misselbrook (2005) съобщава, че млечните крави в дажбите, на които участват 3.5% кондензирани танинови комплекси отделят 25% по-малко азот в урината, 60% повече азот в оборския тор и 8% повече азот като цяло, в сравнение с крави, приемали 1% кондензирани танини в храната.

Фекалният азот е основно в органична форма и това го прави по-малко летлив, като се има предвид, че азотът в урината е до голяма степен карбамид, който по-бързо нитрифицира до азотни нитрати, които са уязвими за извличане и може да съставляват около 60% от емисиите на диазотен оксид в пасищата (**De Klein & Ledgard, 2005**).

В допълнение, кондензираният танинов протеинов комплекс в изпражненията е по-неподатлив в почвата, минерализацията на комплекса се инхибира и се разгражда по-бавно от изпражненията, които не съдържат кондензирани танини (**Fox et al., 1990; Palm & Sanchez, 1991; Somda & Powell, 1998; Niezen, 2002**).

Чрез намаляване на азотната екскреция с урината, рискът от последващи емисии диазотен оксид от този силно концентриран източник на азот се намалява (**De Klein & Eckard, 2008**).

Много от фуражните растения съдържат кондензирани танини. Селекцията и създаването на сортове с повишено съдържание на такива представлява възможност за въвеждане на кондензирани танини в храната на животните, където ежедневните добавки не са икономически изгодни. Допълнителни изследвания трябва да определят подходяща и рентабилна дозировка на танинови фуражи и танинови екстракти, използвани за допълване на хранителния режим на преживните животни, тъй като цената им е сравнително висока.

В лабораторно изследване **Van Groenigen et al., (2005)** установяват, че намаляването на азот-

ната концентрация в урината показва тенденция към намаляване на емисиите на диазотен оксид в почвата с 5 - 10%. Тъй като няма полеви измервания на реалните емисии на диазотен оксид при отнемане или добавка на сол, изследванията в тази област трябва да продължат.

С включване на отпадъчни води в почвата може да се увеличи прякото излъчване на диазотен оксид, но се намаляват изпаренията на амоняк (**Chadwick, 1997; Saggar, 2004**), което води до по-ниски непреки емисии на диазотен оксид.

Нитрифициращите инхибитори са химични съединения, които инхибират окисляването на амоняк до нитрати в почвата и по този начин намаляват емисиите от диазотен оксид на основата на амонячни торове или от урината (**Di & Cameron, 2002**). Най-широко използвани са натрапили и дициандиамид (DCD) (**De Klein & Eckard, 2008**).

Доказано е, че нитрифициращите инхибиторни торове намаляват нитрификацията и емисиите на диазотен оксид до 80% (**De Klein, 2001**). Нанесени като спрей, нитрифициращите инхибитори ефективно намаляват емисиите на диазотен оксид от урината на животните от 61 до 91% и повишават доходността на пасищата 0 - 36% (**Di, 2007; Kelly, 2008; Smith, 2008**).

Ledgard (2007) показва, че преживните животни, приемали добавка с нитрифициращ инхибитор (DCD) отделят инхибитора непроменен в урината.

Subbarao (2006) съобщава за освобождаване на естествен инхибитор на нитрификация от корените на *Brachiaria humidicola*, което повишава перспективата за отглеждане на растения, които синтезират собствените инхибитори.

De Klein (2006) и **Luo (2008)** съобщават за общо намаляване на преките и непреките емисии на диазотен оксид във фермата от 7 до 11% при ограничени режими на паша в по - влажни месеци, след последващо разпръскване на отпадни води, за разлика от конвенционалната паша.

В заключение можем да кажем, че според нас са необходими още изследвания както за количественото определяне на диазотния оксид, така и за възможностите за неговото намаляване, включително и по-бавното му освобождаване, тъй като това крие голям потенциал за намаляване на диазотния оксид от урината по пасищата.

ЛИТЕРАТУРА

1. **Almeida J. S., M. A. M. Reis, M. J. T. Carrondo**, 1996. A unifying kinetic model of denitrification.,
2. Fraunhofer Institute for Windenergy and Energy System Technology (IWES) Königstor 59 34119 Kassel, Germany 2009
http://www.biogasin.org/files/pdf/bugarska/1stCBE_banks/05_Biogas%20financing%20in%20Germany.pdf
3. **Carulla, J. E., M. Kreuzer, A. Machmüller, H. D. Hess**, 2005. Supplementation of Acacia mearnsii tannins decreases methanogenesis and urinary nitrogen in forage-fed sheep. Australian Journal of Agricultural Research 56, 961-970.
4. **Castillo, A.R., E. Kebreab, D.E. Beever, J. France**, 2000. A review of efficiency of nitrogen utilisation in lactating dairy cows and its relationship with environmental pollution. Journal of Animal & Feed Sciences 9, 1-32.
5. **Chadwick, D.**, 1997. Nitrous oxide and ammonia emissions from grassland following applications of slurry: potential abatement practices. In: Gaseous nitrogen emissions from grasslands. Eds S.C. Jarvis & B.F. Pain pp. 257 — 264. CAB International: Wallingford, UK.
6. **Coffey, M. Terry**, 1996. Environmental challenges as related to animal agriculture — Swine. In: Nutrient management of food animals to enhance and protect the environment. Ed. E.T. Kornegay pp. 29-39. CRC: Boca Raton, FL.
7. **De Klein, C. A. M., Eckard R. J.**, 2008 Targeted technologies for nitrous oxide abatement from

animal agriculture. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 48, 14-20, doi: 10.1071/EA07217.

8. **De Klein, C. A. M., Eckard, S. F. Ledgard**, 2005. Nitrous oxide emissions from New Zealand agriculture — key sources and mitigation strategies. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 72, 77-85.

9. **De Klein, C. A. M., Robert R., Sherlock, Keith, C. Cameron, Tony J. van der Weerden.**, 2001. Nitrous oxide emissions from agricultural soils in New Zealand - a review of current knowledge and directions for future research. *Journal of the Royal Society of New Zealand*. 31, 543-574.

10. **De Klein, C. A. M., L. C. Smith, R. M. Monaghan**, 2006. Restricted autumn grazing to reduce nitrous oxide emissions from dairy pastures in Southland, New Zealand. *Agriculture Ecosystems & Environment* 112, 192 - 199, doi: 10.1016/j.agee.2005.08.019.

11. **Di, H. J., K. C. Cameron**, 2002. The use of, a nitrification inhibitor, dicyandiamide (DCD), to decrease nitrate leaching and nitrous oxide emissions in, a simulated grazed and irrigated grassland. *Soil Use and Management* 18, 395-403.

12. **Di, H. J., K. C. Cameron, R. R. Sherlock**, 2007. Comparison of the effectiveness of, a nitrification inhibitor, dicyandiamide, in reducing nitrous oxide emissions in four different soils under different climatic and management conditions. *Soil Use & Management* 23, 1-9.

13. **Eckard, R. J., Chapman D. F., R. E. White**, 2007. Nitrogen balances in temperate perennial grass and clover dairy pastures in south-eastern Australia. *Australian Journal of Agricultural Research* 58, 1167-1173, doi: 10.1071/AR07022.

14. **Eckard, R. J., I. Johnson, D. F. Chapman**, 2006a. Modelling nitrous oxide abatement strategies in intensive pasture systems. *Proceedings of the 2nd International Conference on Greenhouse Gases and Animal Agriculture: An Update*. Zurich, Switzerland. Ed. T.J. Saliva CR, Kreuser M. pp. 76-85. Dept Animal Science, ETH Zurich.

15. **Eckard, R. J., Johnson I., D. F. Chapman**, 2006b. Modelling nitrous oxide abatement strategies in intensive pasture systems. *International Congress Series* 1293, 76-85, doi: 10.1016/j.ics.2006.01.027.

16. **Fox, R. H., R. J. K. Myers, I. Vallis**, 1990. The nitrogen mineralization rate of legume residues as influenced by their polyphenol, lignin and nitrogen contents. *Plant and Soil* 129, 251-259.

17. **Grainger, C., Clarke T., Auld M. J., Beauchemin K. A., McGinn S. M., Waghorn, Eckard R. J.**, 2009. Mitigation of greenhouse gas emissions from dairy cows fed pasture and grain through supplementation with *Acacia mearnsii* tannins *Canadian Journal of Animal Science* (in press).

18. **Kelly, K. B., F. A. Phillips, R. Baigent**, 2008. Impact of dicyandiamide application on nitrous oxide emissions from urine patches in northern Victoria, Australia. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 48, 156-159, doi: 10.1071/EA07251

19. **Ledgard, S. F., Menneer J. C., Dexter M. M., Kear M. J., Lindsey S., Peters J. S., Pacheco D.**, 2007a A novel concept to reduce nitrogen losses from grazed pastures by administering soil nitrogen process inhibitors to animals: A study with sheep. *Agriculture Ecosystems & Environment* 124, 148-158, doi: 10.1016/j.agee.2007.12.006.

20. **Ledgard, S. F., Welten B., Menneer J. C., Betteridge K., Crus. J. R., Barton M. D.**, 2007b. New nitrogen mitigation technologies for evaluation in the Lake Taupo catchment. *Proceedings of the New Zealand Grasslands Association* 69, 117-121.

21. **Lewis, K. A., Tzilivakis J., Green A., Warner D. J., Stedman A. and Naseby D.**, 2013. Review of substances/agents that have direct beneficial effect on the environment: mode of action and assessment of efficacy. EFSA supporting publication 2013:EN-440, 182 pp. Available online: www.efsa.europa.eu/publications.

22. **Luo, J., Ledgard S. F., Lindsey S. B.**, 2008. A test of, a winter farm management option for mitigating nitrous oxide emissions from a dairy farm. *Soil Use and Management* 24, 121-130, doi: 10.1111/j.1475-2743.2007.00140.x.

23. **Min, B. R., Barry T. N., Attwood G. T., McNabb W. C.**, 2003 The effect of condensed tannins

on the nutrition and health of ruminants fed fresh temperate forages: a review. *Animal Feed Science and Technology* 106, 3-19, doi: 10.1016/S0377-8401(03)00041-5.

24. **Misselbrook, T. H., Powell J. M., Broderick G. A., Grabber, J. H.**, 2005. Dietary manipulation in dairy cattle: laboratory experiments to assess the influence on ammonia emissions. *Journal of Dairy Science* 88, 1765 - 1777.

25. **Niezen, J. H., Waghorn, G. C. Graham, T. Carter, J. L. & Leathwick, D. M.**, 2002 The effect of diet fed to lambs on subsequent development of *Trichostrongylus colubriformis* larvae in vitro and on pasture. *Veterinary Parasitology* 105, 269-283.

26. **Palm, C. A., Sanchez P. A.**, 1991. Nitrogen release from the leaves of some tropical legumes as affected by their lignin and polyphenolic contents. *Soil Biology and Biochemistry* 23, 83-88.

27. **Parvanova-Mancheva, Tsvetomila, Venko Beschkov**, 2009. Bacterial denitrification of waste water stimulated by constant electric field. 2003. Institute of Chemical Engineering, BAS, 1113 Sofia, Bulgaria. *Chemical & Engineering News*, 87, No.17, pp. 34-36.

28. **Saggar, S., Andrew R. M., Tate K. R., Hedley C. B., Rodda N. J., Townsend J. A.**, 2004. Modelling nitrous oxide emissions from dairy-grazed pastures. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 68, 243-255.

29. **Somda Z. C., Powell J. M.**, 1998. Seasonal decomposition of sheep manure and forage leaves in soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 29, 2961-2979.

30. **Subbarao, G. V., Ishikawa T. Ito, O. K. Nakahara, Wang H. Y., Berry W. L.**, 2006. A bioluminescence assay to detect nitrification inhibitors released from plant roots: a case study with *Brachiaria humidicola* Plant and Soil 288, 101 - 112, doi: 10.1007/s11104-006-9094-3

31. **Van Groenigen, J. W., Gerard L, Velthof, Frank J. E. van der. Bolt, An Vos, Peter J. Kuikman**, 2005. Seasonal variation in N₂O emissions from urine patches: effects of urine concentration, soil compaction and dung. *Plant and Soil* 273, 15 - 27, doi: 10.1007/s11104-004-6261-2.

32. **Van Vuuren, A. M., C. J. Van Der Koelen, H. Valk, H. De Visser**, 1993. Effects of partial replacement of ryegrass by low protein feeds on rumen fermentation and nitrogen loss by dairy cows. *Journal of Dairy Science* 76, 2982 - 2993.

33. **Whitehead, D. C.**, 1995 *Grassland nitrogen*. CAB International: Wallingford, UK.

PRODUCTION NITROUS OXIDE (N₂O) IN DIGESTIVE PROCESSES
OF RUMINANTS AND THE POSSIBILITY OF ITS REDUCTION

E. Videv, N. Oblakov, J. Krastanov*
Agricultural Institute - Stara Zagora

SUMMARY

The biological denitrification process is described schematically. It is seen that the nitrates are reduced to nitrogen passing subsequently from nitrite and nitrogen oxides to nitrogen. The major sources of nitrous oxide emissions, the role of agriculture and livestock production in particular have been defined.

Studied are 246 substances used as forage additives. In theory, they are divided into ten groups depending on their environment impact. The studies of thirty-two leading scientists in this field have been analyzed. Studies have been focused on seeking possibilities to reduce emissions of nitrous oxide whose impact on global warming is 296 times bigger than that of the carbon dioxide.

The authors conclude that further studies are needed, both for the quantification of nitrous oxide, and the possibilities for its reduction, including its slower release. Studies on these issues in our country have just started.

Key words: *Nitrogen, urine, dung, greenhouse gas, mitigation emissions, livestock, environment, climate change, nitrous oxide, denitrification.*

*E mail: videv_@abv.bg



Уважаеми колеги,

Напомняме ви, че абонаментната кампания за 2015 година тече в момента и ще приключи на 15 декември.

Каталожният номер на сп. "Животновъдни науки" в Български пощи е 1304.

Стойността на абонамента за една година остава 60 лева.

Абонамент можете да направите и чрез частните абонаменти фирми „Доби“, НАР и др.