

多摩川流域における土地利用と 河川水窒素濃度との関係

木村園子ドロテア* 岡崎 正 規*

Relation between Land Use and River Water Quality of the Tama River Watershed

Sonoko D. KIMURA* and Masanori OKAZAKI*

Abstract

To optimize the reactive nitrogen cycle in an ecosystem, technologies to increase nitrogen use efficiency and reduce emissions of nitrogen must be developed. In a watershed-ecosystem, land uses with purification abilities can be a powerful tool to mitigate nitrogen loads from non-point sources. This study analyzes the influence of land use on nitrate concentration in the watershed of the Tama River, a typical urban river in Japan. The upstream area is occupied by forest, while the downstream area is dominated by urban land use. In the Tama River watershed, 59% of the total land use is forest; 23% is urban area; and, only 5% is occupied by agricultural land. Urban areas are distributed downstream from the middle reaches. The average nitrate nitrogen (NO_3^- -N) concentration in 2004 increased from upstream to downstream: it was 0.7 mg N L^{-1} in the upstream area, while it rose to $6.0 \text{ mg NO}_3^- \text{ N L}^{-1}$ in the downstream area. The river water NO_3^- -N concentration showed a positive correlation with the proportion of urban land use, while it showed a negative correlation with the proportion of forest. However, some small sub-watersheds have low values for NO_3^- -N concentration despite highly urbanized land use. These sub-watersheds are characterized by higher proportions of paddy rice fields to the total area, ranging from 0.3 to 3.0%, and higher proportions of water body areas, ranging from 8.3 to 30.6%, compared to other sub-watersheds. This might indicate the purification ability of the water bodies and paddy rice fields. Land use within 0 to 50 m from the river water surface influenced water quality and forest and other water bodies reduced nitrate concentration. Construction of artificial wetlands or riparian forests would decrease the N load into the river.

Key words : watershed, non-point source, topo-sequence, land use, river water quality, nitrate
キーワード : 流域, 面源, 地目連鎖, 土地利用, 河川水質, 硝酸態窒素

I. はじめに

河川水質への環境負荷は点源と面源から生じる。点源は工場や下水処理場、畜舎等から流出する排水に由来する汚染を意味しており、その源を

同定し負荷軽減の対策を行うことは比較的容易である。一方、面源からの負荷は農耕地や宅地といった土地利用が面として存在することによって生じる負荷で、その負荷の程度を測定し、対策を講じることは難しい。面源からの汚染は、負荷の

* 東京農工大学大学院共生科学技術研究院

* Institute of Symbiotic Science and Technology, Tokyo University of Agriculture and Technology

大きい土地利用の占める割合の増加に伴って増加する傾向がある (Tabuchi *et al.*, 1995; Jordan *et al.*, 1997; Nagumo and Hatano, 2000; Arbuckle and Downing, 2001; Woli *et al.* 2002)。一方、湿地や河畔林、水田といった土地利用は水を浄化する能力を有することが知られており (田淵, 1995; Sabater *et al.*, 2003)、近年、面源からの負荷を減らすためにこのような土地利用の面的な広がりが考慮することが有効と指摘されている。本研究では特に河川水に含まれる窒素に着目し、その濃度を減らすための土地利用のあり方について検討した。

窒素のうち、生物的、化学的、物理的反応に関与する窒素は反応性窒素 (Reactive Nitrogen: Nr) と定義されている (INI, 2004)。反応性窒素は窒素ガス (N_2) 以外の窒素形態と理解されており、大気圏および生物圏に存在するアンモニア (NH_3)、アンモニウム態窒素 (NH_4^+)、一酸化窒素 (NO)、二酸化窒素 (NO_2)、硝酸 (HNO_3)、亜硝酸 (HNO_2)、亜酸化窒素 (N_2O)、硝酸態窒素 (NO_3^-) などの無機態の窒素の他、尿素やアミノ酸、核酸などの有機態の窒素を指す。人間活動のない場合、生物的窒素固定が反応性窒素の主な起源であり、全地球上でおよそ $90\text{--}130\text{ Tg N y}^{-1}$ と見積もられている (Galloway *et al.*, 1995)。産業革命以降、人為的活動に由来する反応性窒素量が増加し、化学肥料の生産、水田やマメ科作物による窒素固定や化石燃料の燃焼により、1990 年代半ばでは人為的活動に由来する反応性窒素が年間およそ 150 Tg N y^{-1} となった (Galloway, 1998)。この増加した反応性窒素により作物生産が増加したが、同時にアンモニアや NO_x による湖沼の酸性化や富栄養化や、亜酸化窒素の放出による地球温暖化といった環境負荷をもたらした。現在、反応性窒素の循環量を最適化し、窒素利用効率を高め、環境への流出と負荷を減らす技術が求められている (南京宣言: INI, 2004)。

河川の河川窒素水質を改善する可能性を持つ土地利用として、人工湿地や河畔林が着目されている (Lowrance *et al.*, 1997; Sabater *et al.*, 2003)。人工湿地や河畔林における地下水や地表

水の窒素濃度の低下は、主に、脱窒、生物学的あるいは非生物学的な硝酸態窒素の有機化 (固定)、および植物の吸収によって生じる (Rückauf *et al.*, 2004)。脱窒は中でも量的な限界を有さず、恒常的に窒素を除去できるため最も有効な手段とされている (Lund *et al.*, 2000)。

湿地帯や河畔林といった脱窒能を有する土地利用の効果に関連しては、これまで比較的小さなスケールにおける水質のモニタリングが多くなされてきた。森林地帯から畑地地帯を通り、水田地帯を経て河川に流入する地下水質の測定例によると、森林地帯で $0\text{--}1\text{ mg N L}^{-1}$ であった硝酸態窒素が、畑地地帯においては $30\text{--}40\text{ mg N L}^{-1}$ に上昇し、水田地帯の中では $0\text{--}20\text{ mg N L}^{-1}$ となり、さらに下流部では $0\text{--}5\text{ mg N L}^{-1}$ にまで減少した (小川・酒井, 1985; 糟谷, 1999)。脱窒が盛んに生じるためには、脱窒活性を持つ微生物、還元的環境、硝酸態窒素および炭素源という条件が揃わなければならない。水田群下層土ではこれらの条件が揃いやすく、脱窒が盛んに生じる (恒川ほか, 2006)。直接的に水の流れがつながっている系においては、このような地目連鎖による水質浄化が可能である。

一方、より大きな系における土地利用の影響は、水の流れのつながりを考慮した土地利用の位置分布によってではなく、各種の土地利用が集水域内に占める割合によって解析されることが多い。農業流域では河川の硝酸態窒素濃度は支流域内に占める牧草地および畑地の割合に正比例することが知られている (Tabuchi *et al.*, 1995; Jordan *et al.*, 1997; Nagumo and Hatano, 2000; Arbuckle and Downing, 2001; Woli *et al.*, 2002)。個々の土地利用内における肥培管理方法は異なるが、流域間を比較すると流域ごとの特徴が見られ、集約的な農業地域では農地の増加に対する硝酸態窒素濃度の増加が大きい。また、水田主体の農業地域では河川水の窒素濃度の上昇は畑地主体の農業地帯に比べて低く (Woli *et al.*, 2004)、河畔域に湿地帯が広がる地域では同様の土地利用体系であっても、河川水の窒素濃度は有意に低い (Hayakawa *et al.*, 2006)。

以上の研究では、GIS（地理情報システム）を用いて河川水質と土地利用との関係を定量的に解析している例は少ない。そのため、定性的な解釈、あるいは面積割合といった比較的単純な要素のみに基づく解析になっている。GISを用いることにより、より複雑な情報を解析することが可能となる。Smith *et al.* (1997) は、アメリカ合衆国における河川水窒素およびリン濃度の長期モニタリングデータと、各モニタリング地点間における土地利用や地形の情報をを用いて、河川水質の推定モデルを作成した。その結果に基づき、窒素およびリンの負荷源の寄与がどのように空間的に分布しているかを明らかにした。また、土地利用の分布を水文モデルと関連付けることにより、土地利用と河川水質との関係を解析し、水質に及ぼす影響の強い支流の場所を同定する研究も存在する (Tong and Chen, 2002)。Jarvie *et al.* (2002) は、全集水域内、および、河川水質の採取地点から 10 km 内のそれぞれの土地利用、地質、地形が 16 種の化学物質濃度に及ぼす影響を調べた。硝酸態窒素および亜硝酸態窒素については、集水域スケールでは宅地と農地双方の影響が見られたが、採水地点から 10 km 以内では、宅地の影響は見られず、農地の影響のみが認められ、流域内における土地利用の位置により水質への影響が異なることが示された。

このように GIS を用いて、水質に対する土地利用の空間分布の影響を解析し、適切な土地利用の配置を提案することが求められている。本研究では市街地の影響が強い流域において、土地利用の分布が河川水の窒素濃度にどのように影響しているかを解析することを目的とした。本研究では、1990 年代に顕著に整備の進んだ国土数値情報（国土交通省, 1997）を用い、典型的な都市河川である多摩川流域を対象とした。

II. 多摩川流域の基本特性

多摩川は山梨、東京、神奈川県を流れる一級河川で、山梨県笠取山を源流に持ち、羽田沖の東京湾に流れ込む。全長は 138 km、流域面積は 1,240 km² である。50 m メッシュデータ（国土

地理院, 2001）と 100 m メッシュ土地利用図（国土交通省, 1997）によると、1997 年については多摩川では 59% が森林、23% が宅地、5% が農耕地であった（口絵 4-図 1a）。20 万分の 1 の土壤マップ（経済企画庁, 1969）によると、森林が広がる上流部には褐色森林土が広がり、下流では淡色黒ボク土が卓越している（口絵 4-図 1b）。

III. 多摩川の河川窒素濃度

本研究では東京都（2005, 2006）に収録された 2003 年度および 2004 年度の水質データを解析した。2003 年度の高摩川の硝酸態窒素（NO₃⁻-N）濃度の年間平均値は下流に行くに従って増加し、上流では 0.7 mg N L⁻¹、下流では 6.0 mg N L⁻¹ である（口絵 4-図 1c）。公害対策基本法（昭和 42 年法律第 132 号）第 9 条の規定に基づく水質汚濁に係る環境基準に基づき、日本の河川水質は pH、生物化学的酸素要求量、浮遊物質質量（SS）、溶存酸素量（DO）および大腸菌群数についてのみ環境基準が設定されており、窒素濃度に関する基準はない。ただし、湖沼の窒素濃度に関する環境基準は 1 mg N L⁻¹ とされている（環境省, 1971）。一方、EU 諸国では、湖沼および河川の区別なく地表水の窒素濃度の環境基準は 2.2 mg N L⁻¹ となっている（Erisman *et al.*, 2001）。日本は EU 諸国よりも降水量が多く、希釈効果が存在するにもかかわらず、湖沼の窒素濃度については EU より基準が厳しいことになる。その一方で、多摩川下流部の窒素水質は EU の地表水の基準を上回っており、汚染が進んでいることを示している。

河川の全窒素濃度と硝酸態窒素濃度を比較したところ、両者には有意な正の相関が認められ、傾きは 0.80 であった（図 1）。したがって、河川窒素濃度の約 80% が硝酸態窒素によっていることが示された。この傾向は 2004 年度においても同様であった。

IV. 土地利用が河川窒素濃度に及ぼす影響

2003 年度の年間平均の硝酸態窒素濃度と、宅地および森林面積割合との関係を図 2 に示す。宅

地面積割合が10%以下の地点では硝酸態窒素濃度が低い。一方、宅地面積割合が25%以上の地点の硝酸態窒素濃度は 2 mg N L^{-1} 以下であり、10-25%の地点よりも低い傾向にある。森林面積割合と硝酸態窒素濃度との関係を見ると、森林面積割合が80%以上の地点では硝酸態窒素濃度は 2 mg N L^{-1} 以下であるが、森林面積割合が50%以下の地点においては50-80%の地点よりも硝酸

態窒素濃度が高い傾向が認められた。

宅地面積割合が25%未満の場合について着目すると、硝酸態窒素濃度は宅地面積割合と正の相関を示し、森林面積が50%以上の場合に着目すると、硝酸態窒素濃度は農地面積割合と負の相関を示した。これらの傾向は既往の文献の報告と一致する (Tong and Chen, 2002; Jarvie *et al.* 2002; Hayakawa *et al.*, 2006)。河川水の窒素濃度が宅地面積割合と正の相関を示すことは、多摩川の河川水の ^{15}N 濃度を調査した熊澤ほか (1997) を裏付ける結果となった。熊澤ほか (1997) は、家庭排水が窒素の主な負荷源であると報告している。

一方、宅地面積が25%以上で森林面積が50%以下の5つ地点が対応している5つの支流域は、流域面積が $1.5\text{--}15.5 \text{ km}^2$ と小さい。また、他の支流域内では水田の面積割合が0.0-1.1%であるのに対し、5つの支流域では0.3-3.0%と高く、水域の占める割合も他の流域では0.0-6.2%であるのに対して、8.3-30.6%と高い。これらの支流域は多摩川左岸の丘陵地帯を含み、複雑な地形を有する。100 m メッシュの土地利用分類の分解能が低く、これらの小さい流域については適正な評価ができなかった可能性が示唆される。その一方で、水域と水田の浄化機能により、高い宅地割合にもかかわらず河川の窒素濃度が低く保たれた可能性も考えられる。

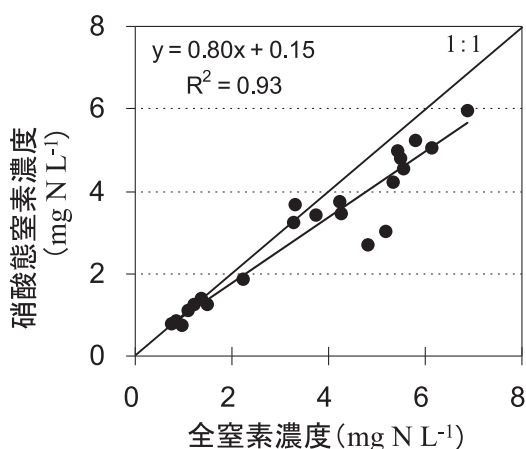


図 1 2003 年度における硝酸態窒素濃度と全窒素濃度年平均値との関係。

Fig. 1 Relation between nitrate nitrogen and total nitrogen in 2003.

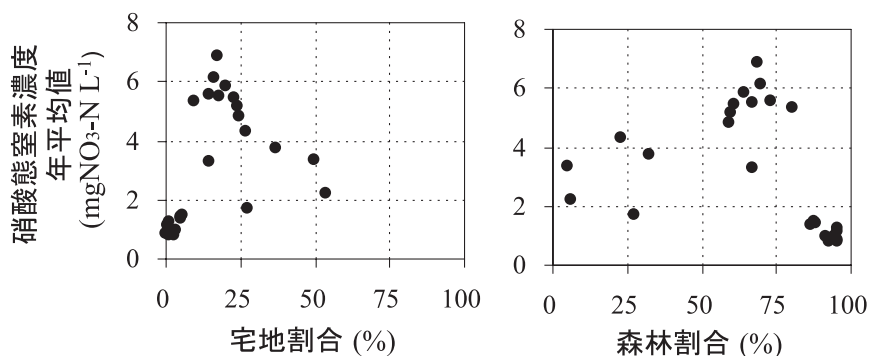


図 2 各支流域における宅地と森林の面積割合と硝酸態窒素濃度年平均値の比較。

Fig. 2 Relation between urban and forest area proportion and annual mean river water nitrate concentration.

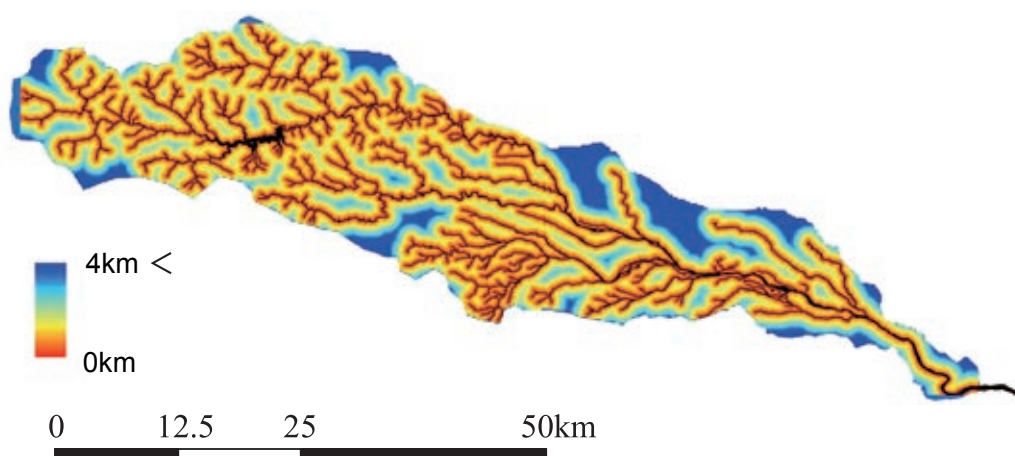


図 3 多摩川からの距離に応じて発生させたバッファの分布.

Fig. 3 Distribution of buffers according to distance from Tama river water surface.

V. 地目連鎖の有無について

河川からの距離により土地利用が窒素濃度に与える影響が異なるかを検証するために、河川からの距離に応じてバッファを発生させた(図3)。河川からの距離の情報を口絵4-図1aの土地利用情報と重ねることにより、河川から0-50 m, 50-250 m, 250-500 m, 500-1000 mのバッファ内における土地利用割合を算出した。土地利用のデータの解像度は100 mメッシュであるため、河川から0-50 mのバッファを用いた場合には、河川に隣接した土地利用のみが抽出されることになる。2つの採水地点間のバッファ内における森林の割合と、その下流側の採取地点における年平均硝酸態窒素濃度を比較したものを図4に示す。河川から0-50 mまでの範囲においては森林割合が低いほど硝酸態窒素濃度が高くなる傾向が見られ、森林割合が39%にもかかわらず2003年、2004年ともに 3 mg N L^{-1} の値を示した1地点を除くと、 2 mg N L^{-1} 以上の地点では森林割合が25%以下、 4 mg N L^{-1} 以上の地点は森林割合が6%以下であった。50-250 mの範囲における森林割合の影響は小さく、森林割合が10%以上でも 4 mg N L^{-1} を超える濃度の地点が存在した。

また、250 m以上の範囲では森林割合が70%であっても 3 mg N L^{-1} という高い値の地点が存在し、点源の影響が土地利用の影響を上回っていることを示した。河川に近い位置の森林帯は、脱窒が進みやすい地下水位の高い条件下にあり、その森林帯を通る水から窒素が除去されたと考えられる(Sabater *et al.*, 2003)。一方、河川から50 m以上離れると、森林帯の脱窒能は低くなり、また、窒素を負荷された水が林内を通らない流路を通る可能性も高くなるため、森林割合の影響は小さくなると考えられる。

河川から0-50 mの範囲における森林、湖沼、田、その他の農地、荒地、建物用地、幹線交通用地の土地利用割合について、窒素濃度を従属変数とする重回帰分析(逐次変数選択法: SigmaStat 3.1)を行ったところ、2003年、2004年ともに森林と湖沼の割合が影響因子として選ばれ、下記の式が得られた。

2003年

$$Y = -0.038 \times F - 0.021 \times W + 4.08 \quad (1) \\ (R^2 = 0.30, P = 0.021)$$

2004年

$$Y = -0.037 \times F - 0.024 \times W + 4.51 \quad (2) \\ (R^2 = 0.26, P = 0.041)$$

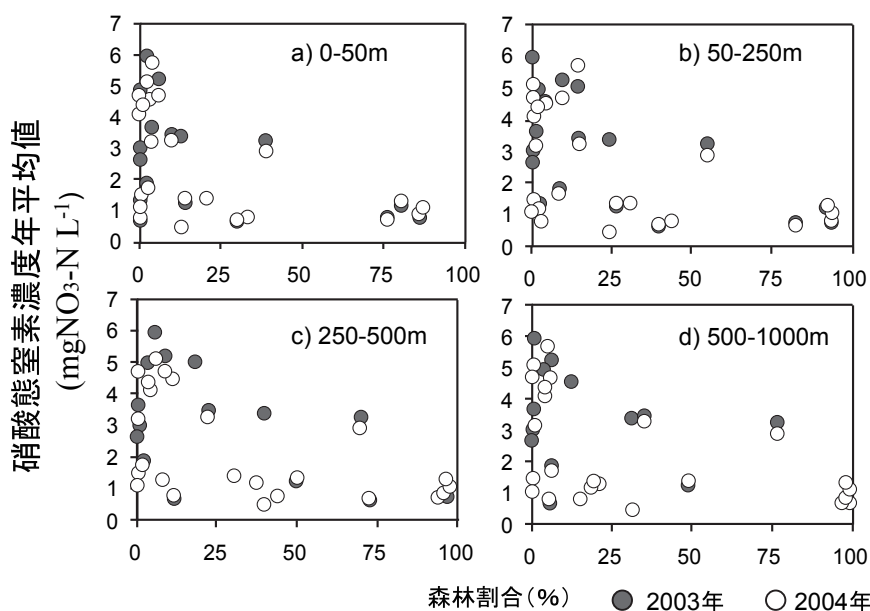


図 4 多摩川水面から a) 0-50, b) 50-250, c) 250-500 および d) 500-1000 m の範囲における森林割合と河川水硝酸態窒素濃度年平均値との関係。

Fig. 4 Relation between proportion of forest area and annual mean river water nitrate concentration for areas within a) 0-50, b) 50-250, c) 250-500 and d) 500-1000 m from Tama river water surface.

Y : 年平均硝酸態窒素濃度 (mg N L^{-1})

F : 森林面積割合 (%)

W : 湖沼面積割合 (%)

切片は 2003 年については 4.08, 2004 年については 4.51 であり, 河川から 0-50 m の範囲に森林あるいは湖沼がない場合, 硝酸態窒素濃度は 4 mg N L^{-1} 以上という非常に高いバックグラウンド値を有することを示している。また, 林と湖沼の割合が増加するほど硝酸態窒素濃度が低下し, その寄与は森林の方が湖沼の約 1.5 倍である。

本研究で河川水質に影響すると判断された河川から 0-50 m の森林地帯は河畔林と考えられる。河畔林は, 林内における脱窒により, 面源からの汚染を軽減することができる (Sabater *et al.*, 2003)。河畔林が有する窒素濃度の浄化能は時空間的に大きく変動し, $5\% \text{ m}^{-1}$ から $30\% \text{ m}^{-1}$ に及ぶ (Sabater *et al.*, 2003)。ただし, 河畔林の

浄化能力は水文, 地形, 土壌種, 生物学的プロセスなどの多くの要因に左右されるため (Lowrance *et al.*, 1997), GIS を用いたモデル化はあまり行われていない。Basnyat *et al.* (2000) は河畔林を水域から 33.5 m 以内の森林帯と定義し, それが河畔林内の水に含まれる硝酸態窒素の 90% を除去できると仮定した。しかし, 彼らの解析によると, 河畔林が河川水質に及ぼす影響は非常に限られており, 流域全体に占める森林あるいは宅地の割合の方が水質に強く影響した。すなわち, 河畔林は上流からの窒素負荷を保持あるいは除去するのではなく, 低窒素濃度の水を側方から供給することによって河川の窒素濃度を希釈していたことが示唆された。本研究でも, 各支流域における森林の割合が河川水質と負の相関を示し, Basnyat *et al.* (2000) の研究で示された森林による希釈効果が確認された (図 2)。これは, 支流域における土地利用の割合が河川水質に影響してい

るという過去の研究例 (Tabuchi *et al.*, 1995; Jordan *et al.*, 1997; Nagumo and Hatano, 2000; Arbuckle and Downing, 2001; Woli *et al.*, 2002) とも一致する。一方、本研究では、森林の割合のみならず土地利用の空間分布も、多摩川の河川窒素濃度に影響していることが明らかになった。特に河川から 0-50 m の範囲における森林の分布が水質に強く影響していることから、多摩川の中流・下流部においては、河川敷を広くとり、森林や湖沼として用いることにより、点源の影響が強い地点についても水質改善が可能であると考えられる。

VI. おわりに

典型的な都市河川である多摩川について、国土数値情報を用いて土地利用の分布と河川水の水質濃度との関係を解析した結果、100 m メッシュの土地利用データでも土地利用の割合と位置が河川水質に及ぼす影響を十分解析できることが示された。特に河川沿いの森林および湖沼の割合が水質に大きく影響していることが示された。したがって、人工湿地や河畔林を戦略的に設置すれば、河川の水質汚染を軽減することができると予想される。今後、特に水質汚染物質の負荷の高い地点において、これらの土地利用の応用を図っていくことが必要である。

文 献

- Arbuckle, K.E. and Downing, J.A. (2001): The influence of watershed land use on lake N: P in a predominantly agricultural landscape. *Limnology and Oceanography*, **46**, 970-975.
- Basnyat, P., Teeter, L.D., Flynn, K.M. and Lockaby, B.G. (2000): Relationships between landscape characteristics and nonpoint source pollution inputs to coastal estuaries. *Environmental Management*, **23**, 539-549.
- Erisman, J.W., de Vries, W., Kros, J., Oenema, O., van der Eerden, L. and van Zeijts, H. (2001): An outlook for an integrated nitrogen 1996. Huidige en toekomstige belasting van het oppervlaktewapolicy. *Environmental & Science Policy*, **4**, 87-95.
- Galloway, J.N. (1998): The global nitrogen cycle: Changes and consequences. *Environmental Pollution*, **102**, 15-26.
- Galloway, J.N., Schlesinger, W.H., Levy, I.H., Michaels, A. and Schnoor, J.L. (1995): Nitrogen fixation: Anthropogenic enhancement- environmental response. *Global Biogeochemical Cycles*, **9**, 235-252.
- Hayakawa, A., Shimizu, M., Woli, K.P., Kuramochi, K., and Hatano, R. (2006): Evaluating stream water quality through land use analysis in two grassland catchments: Impact of wetlands on stream nitrogen concentration. *Journal of Environmental Quality*, **35**, 617-627.
- INI (International Nitrogen Initiative) (2004): <http://www.initrogen.com/> [Cited 2007/7/6].
- Jarvie, H.P., Oguchi, T. and Neal, C. (2002): Exploring the linkages between river water chemistry and watershed characteristics using GIS-based catchment and locality analyses. *Regional Environmental Change*, **3**, 36-50.
- Jordan, T.E., Corell, D.L. and Weller, D.E. (1997): Effect of agriculture on discharges of nutrients from coastal plain watersheds of Chesapeake bay. *Journal of Environmental Quality*, **26**, 836-848.
- 環境省 (1971): 公害対策基本法第 9 条の規定に基づく水質汚濁に係る環境基準, 別表 2 生活環境の保全に関する環境基準 1 河川 (2) 湖沼 (天然湖沼及び貯水量が 1,000 万立方メートル以上であり, かつ, 水の滞留時間が 4 日間以上である人工湖).
- 糟谷真宏 (1999): 地下水かんがいによって流入した硝酸態窒素の水田作土浸透過程における脱窒. 日本土壤肥料学雑誌, **70**, 123-131.
- 経済企画庁 (1969): 土壤図 1: 200000.
- 国土地理院 (2001): 数値地図 50 m メッシュ (標高).
- 国土交通省 (1997): 国土数値情報. <http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/> [Cited 2005/9/11].
- 熊澤喜久・山本洋司・加藤 茂・朴 光来・田村幸美 (1997): 窒素安定同位体法を用いた多摩川の水質汚染と浄化作用に関する研究. とうきゅう環境浄化財団研究成果報告書, 学術研究, **26**, No. 188.
- Lowrance, R., Altier, L.S., Newbold, J.D., Schnabel, R.R., Groffman, P.M., Denver, J.M., Correll, D.L., Gilliam, J.W., Robinson, J.L. and Brinsfield, R.B. (1997): Water quality functions of riparian forest buffers in Chesapeake Bay watersheds. *Environmental Management*, **21**, 687-712.
- Lund, L.J., Horne, A.J. and Williams, A.E. (2000): Estimating denitrification in a large constructed wetland using stable nitrogen isotope ratios. *Ecological Engineering*, **14**, 67-76.
- Nagumo, T. and Hatano, R. (2000): Impact of nitrogen cycling associated with production and consumption of food on nitrogen pollution of stream water. *Soil Science and Plant Nutrition*, **40**, 324-342.
- 小川吉雄・酒井 一 (1985): 水田における窒素浄化機能の解明. 日本土壤肥料学雑誌, **56**, 1-9.
- Rückauf, U., Augustin, J., Russow, R. and Merbach, W. (2004): Nitrate removal from drained and reflooded fen soils affected by soil N transformation processes and plant uptake. *Soil Biology and Biochem-*

- ical, **36**, 77-90.
- Sabater, S., Butturini, A., Clement, J.-C., Burt, T., Dowrick, D., Hefting, M., Maitre, V., Pinay, G., Rzepceki, C.P.M. and Sabater, F. (2003): Nitrogen removal by riparian buffers along a european climatic gradient: Patterns and factors of variation. *Ecosystems*, **6**, 20-30.
- Smith, R.A., Schwarz, G.E. and Alexander, R.B. (1997): Regional interpretation of water quality monitoring data. *Water Resources Research*, **33**, 2781-2798.
- 田淵俊雄 (1995): 水田除去機能付き窒素流出モデル—農業集水域の窒素流出解析に関する研究 (1)—. 土壌の物理性, **78**, 11-18.
- Tabuchi, T., Yoshino, K., Shimura, M., Kuroda, S., Ishikawa, M. and Yamaji, E. (1995): Relation between land use and nitrate concentration of outflow water from watersheds of agricultural and forest areas. *Transactions of the Japanese Society of Irrigation, Drainage and Rural Engineering*, **178**, 129-135.
- Tong, S.T.Y and Chen, W. (2002): Modeling the relationship between land use and surface water quality. *Journal of Environmental Management*, **66**, 377-393.
- 東京都 (2005): 公共用水域水質測定結果データ集. 平成 15 年度. 東京都環境局.
<http://www2.kankyo.metro.tokyo.jp/kansi/mizu/sokutei/sokuteikekka/kokyou.htm> [Cited 2006/12/8].
- 東京都 (2006): 公共用水域水質測定結果データ集. 平成 16 年度. 東京都環境局.
<http://www2.kankyo.metro.tokyo.jp/kansi/mizu/sokutei/sokuteikekka/kokyou.htm> [Cited 2006/12/8].
- 恒川 歩・今井克彦・芝山浩子・粕谷真宏・江口定夫 (2006): 矢作川下流域の水田下層土における脱窒. 日本土壌肥科学雑誌, **77**, 207-211.
- Woli, P.K., Nagumo, T. and Hatano, R. (2002): Magnitude of nitrogen pollution in stream water due to intensive livestock farming practices. *Soil Science and Plant Nutrition*, **48**, 883-887.
- Woli, P.K., Nagumo, T., Liang, L. and Hatano, R. (2004): Evaluation of the impact of paddy fields on stream water nitrogen concentration in central Hokkaido. *Soil Science and Plant Nutrition*, **50**, 45-55.
- (2007 年 8 月 1 日受付, 2008 年 1 月 7 日受理)