

東京大学大学院新領域創成科学研究科
環境学研究系自然環境学専攻
自然環境景観学分野

平成 27 年度 修士論文

伝統的な刈取と近年の運搬用機械の使用が湿生植物に与える影響
—霞ヶ浦湖岸湿原妙岐の鼻を事例として—

Effects of traditional harvesting and recent use of carrying machine on hygrophyte:
Case study of Myoginohana marsh, Lake Kasumigaura

2016 年 1 月 21 日提出

2015 年度 3 月修了

指導教員 齋藤 馨 教授

47-146611 小坂 紗代

目次

1 章 序論	1
1.1 低層湿原	1
1.2 半自然草地と半栽培.....	1
1.3 ヨシ原における刈取・火入れ.....	2
1.4 目的	3
2 章 妙岐の鼻湿原の概要.....	4
2.1 地理的特徴	4
2.2 地史	4
2.3 植生の特徴	5
2.4 人とのかかわり	5
3 章 刈取と火入れ, 使用機械の変遷.....	6
3.1 方法	6
3.1.1 文献調査	6
3.1.2 聞き取り調査・参与観察調査.....	6
3.2 結果と考察	6
3.2.1 刈取と火入れの変遷.....	6
3.2.2 1989～2014 年度の刈取・火入れ場の変遷.....	7
3.2.3 使用機械の変遷と現在の作業工程・使用方法.....	7
3.2.4 刈取場の区分けとコンバイン通過ルート・通過回数.....	8
3.2.5 現在における人為攪乱の質と頻度.....	9
4 章 絶滅危惧植物の分布と人為攪乱の特性.....	10
4.1 方法	10
4.1.1 調査地の概要.....	10
4.1.2 注目種の分布調査.....	10
4.1.3 全国の標本データによる注目種の分布調査.....	11

4.1.4	春季の植生.....	12
4.1.5	上層優占種のバイオマス調査と土壌温度調査.....	13
4.2	結果.....	13
4.2.1	湿原内における注目種の分布.....	13
4.2.2	全国・関東地方における注目の分布.....	14
4.2.3	注目種の花期.....	14
4.2.4	上層優占種のバイオマスと土壌温度.....	14
4.2.5	春季の植生.....	15
4.3	考察.....	15
4.3.1	刈取の管理頻度と注目種の分布.....	15
4.3.2	注目種の分布と上層優占種のバイオマスの関係.....	16
4.3.3	土壌攪乱と注目種の分布.....	17
4.3.4	寒冷地性種とその生育場の特性.....	18
4.3.5	刈取と土壌攪乱が春季の植生に与える影響.....	19
4.3.6	コケ植物の分布とその生育環境.....	21
4.3.7	花期からみた注目種のフェノロジー.....	22
4.3.8	水位の影響.....	22
4.4	本章のまとめ.....	23
5章	上層優占種と下層優占種のフェノロジー.....	24
5.1	方法.....	24
5.1.1	調査地の概要.....	24
5.1.2	刈取実験.....	24
5.1.3	植生調査と土壌温度調査.....	24
5.1.4	スゲ属の出穂.....	25
5.1.5	上層優占種のバイオマス.....	25
5.2	結果.....	26
5.2.1	過去の履歴による違い.....	26
5.2.2	刈取実験.....	27
5.2.3	上層優占種のバイオマス.....	28
5.3	考察.....	28
5.3.1	管理頻度と上層優占種の被度・バイオマス指数.....	28
5.3.2	管理が放置された地点における刈取処理の効果.....	29
5.3.3	管理頻度と上層優占種のフェノロジー.....	30

5.3.4	上層優占種のバイオマス指数の有効性.....	31
5.3.5	下層優占種への効果.....	31
5.3.6	管理履歴および刈取処理と土壌温度.....	32
5.4	本章のまとめ	32
6章	これからの管理に向けて.....	34
6.1	萱の刈取	34
6.1.1	生態学的視点から.....	34
6.1.2	生業（刈取を行う3名）の視点から.....	34
6.2	コンバインの使用.....	35
6.2.1	生態学的視点から.....	35
6.2.2	生業（刈取を行う3名）の視点から.....	35
6.3	ヤーラモシ（火入れ）	35
6.4	生業の継続と生態学的な管理の融合.....	36
	謝辞	37
	引用文献	39
	Appendix.....	App.1

1 章 序論

1.1 低層湿原

「豊葦原の瑞穂の国」。古事記により伝えられる、国土の美称を表す言葉である。本研究は日本の原風景（人見 1980）である「豊葦原」、低地の湿原に焦点を当てたものである。ラムサール条約の採択に見られるように、近年、湿原の保全への関心が高まっている。湿原はこれまで世界的に減少・劣化を続けてきた（Russi et al. 2012, Ounsted and Madgwick 2008）。その原因は、埋立てによる消滅、河川改修による水分条件の変化、土砂捨て場としての利用、富栄養化など様々である（大澤 2005）。低層湿原は地下水面が近く、水位変動や時には氾濫によって攪乱を受けるとともに富栄養な環境である（斎藤 1977）。低層湿原の代表的な植生はヨシや大型のスゲであり、熱帯雨林に匹敵するほど生産性が高く（Whittaker 1970, Wade 1993）、競争的環境でもある（Keddy 2000）。低層湿原はエコトーンとしての種多様性の高さや（Keddy 2000, Mitsch 2005）、渡り鳥・水鳥の餌場や営巣場（平野 2008, 三上・高橋 2013, 財団法人日本ナショナルトラスト 2001, Trnka et al. 2014）、魚類の産卵場（佐野 2011, 財団法人日本ナショナルトラスト 2001）である点から、また、洪水防止、レクリエーションの場、文化的側面からも保全上の価値の高い生態系の一つとして注目を集めている（Costanza et al. 1997, Hawke and José 1996, Russi et al. 2012）。低層湿原では遷移が進行する一方で水位変動による攪乱が遷移を退行させることが特徴で（原口 2008, Keddy 2000）、攪乱による競争緩和が希少種の生育を許容することが指摘されている（Keddy 2000）。国内では、明治以降の干拓により多くの水辺が消失した（赤桐 1993, 平井 2006, 国土地理院, 国土地理院の湖沼湿原調査, <http://www1.gsi.go.jp/geowww/lake/shicchimenseki2.html>, 2016年1月5日確認）。近畿地方では水域環境に生育する絶滅危惧植物の危機的状況が報告されている（藤井 1999）。また、近年は治水による攪乱の頻度の減少や規模の低下が希少植物の減少を招いており（Keddy 2000）、国内でも近年の河川敷における樹林化が指摘されている（李ほか 1996, 清水ほか 2002）。このように低層湿原はその立地条件からこれまで様々な環境変化を受けて減少・劣化を続けてきたが、生産性の高さ、種多様性の高さ、鳥類・魚類の生息場や文化的側面など、他の生態系とは異なる特徴が保全上の価値を高めている。

1.2 半自然草地と半栽培

半自然草地とは、人間の影響を受けはしているが自然の再生力によって形成された自然と人工の間にある草地である（Tansley 1923）。生物多様性国家戦略 2012-2020（環境省, <http://www.biodic.go.jp/biodiversity/about/initiatives/>, 2016年1月18日確認）では人為のもとに成立する生態系の保全が重要課題として取り上げられている。人間の働きかけを含めた自然再生を目指すという市民活動の国民的なコンセンサスも得られるようになった（井手

2006). しかしこれまでは里山など山辺の研究が精力的に進められる一方、水辺における研究は活発とはいえない状況にある(佐野 2008). 水辺における半自然草地の実態解明のためには、自然科学と人文科学との協業が今後一層必要であり、人と自然の関係は時代と共に変容している(佐野 2008). 環境社会学の分野では半栽培という概念が提唱されている. 野生と栽培の間にある植物を対象とし、多様な人間と植物の相互作用の関係を明らかにするものであるが(黒田 2010)、この議論にあたっては、具体的にどのような人間活動や社会のメカニズムが植物との関係を変化させているかについての議論は不十分である(宮内 2009). 冬季の刈取によるヨシ材の利用は日本においても(牧野 2008, 西川 2002, 塚本 2007, 山本 2011)、世界においても(Cowie et al. 1992, Hansson and Granéli 1984, Hawke and José 1996, Köbbing J. F. et al. 2013, McKean 2001)古くから伝統的に行われてきた. このようなさまざまな人間と植物の相互作用のバリエーションは地域固有の文化として評価される(牧野 2008). 生物多様性が提供する物質的サービス、調整的サービスが普遍的な価値を持つものに対し、文化的サービスは極めて地域性が強い(中静 2005). 地域の文化という視点からの知見も重要だろう.

1.3 ヨシ原における刈取・火入れ

ヨシが優占する低層湿原においては、ヨシ材を利用するために冬季の刈取と火入れが各地で行われてきた. 渡良瀬遊水地(小幡ほか 2012)、妙岐の鼻(路川・前田 1994)、西の湖(西野 2008)、鶺鴒殿(梅原・栗林 1991)など伝統的に刈取りが行われているヨシ原では、多数の絶滅危惧植物の生育が記録されている. 維管束植物の絶滅危惧種は現在の減少速度が継続した場合、100年後には23~35%種が絶滅する可能性があるとも指摘されている中で(Kadoya et al. 2014)、さらに近年の全国的なヨシ刈りの衰退は、人為的インパクトの変化を通してヨシ群落の植生構造や植物相に変化をもたらす(西村ほか 2012, 中田ほか 2010).

低層湿原における植生や植物種の分布とそれらの配置を論じるには、遷移と攪乱の統合的な理解が必須である. 例えば、Keddy (2000)は数理生態学的手法を用いて、遷移の進行による競争の激化と攪乱による競争の低減が氾濫原環境におけるバイオマス量や種多様性の決定に重要な役割を果たすことを指摘している. 収穫を目的としたヨシ刈りも攪乱であり、国内の残存するヨシ群落の維持や種多様性を理解する上で無視できない存在と考えられる. 冬季のヨシ刈り(火入れや失火を含む)の影響について、古くから刈取が継続されてきたヨシ原で実証的に評価した研究はBjörndahl (1985), Deák et al. (2015), Gryseels (1989), McKean (2001), 西村ほか (2012), Ostendorp (1995), Poulin and Lefebvre (2002), 吉田・西山 (2008)などが挙げられるが、冬季の刈取のインパクトや生物多様性に対する理解は乏しく(Deák et al. 2015)、ヨシ刈りが植生および各植物種のフェノロジー(生物の季節消長)に対してどのような影響を与えているかについての調査例はない. また、優占植物のフェノロジーは、絶滅危惧植物の生育に影響を与えていることが多く(梅原・栗林 1991, 小幡ほ

か 2012), 優占植物のフェノロジーと絶滅危惧植物の関係についても知見の蓄積が必要である。

1.4 目的

本研究では, 古くから刈取や火入れの歴史のあるヨシ原において, 人と植物がどのように関わってきたかを調査し, 現在における刈取が湿原の植生に与える影響を解明することを目的とした。そのために以下のような調査を行った。

刈取や火入れの歴史, 現在における刈取の方法を明らかにすることを目的とし, 文献調査, 聞き取り調査, 参与観察を行った。

人為攪乱である刈取が優占種のバイオマスや下層植生に与える影響を, 特に植生および植物種のフェノロジーに焦点を当て定量的に評価することを目的とし, 刈取の履歴の異なる調査区に対照区と刈取処理区を設け, 1) 植生および優占種のフェノロジー調査, 2) 植生のバイオマス調査, 3) スゲ属植物の出穂調査, 4) 土壌温度の季節変化の測定の4項目の調査を行った。

刈取や, 刈取に付随したその他の人為攪乱が絶滅危惧植物に与える影響を評価することを目的とし, 刈取の履歴の異なる調査区と刈取に付随したその他の人為攪乱のある調査区を設け, 1) 絶滅危惧植物の分布調査, 2) 全国の標本データによる注目種の分布調査, 3) 植生のバイオマス調査, 4) 春季の植生調査, 5) 土壌温度の季節変化の測定の5項目の調査を行った。

2 章 妙岐の鼻湿原の概要

2.1 地理的特徴

茨城県霞ヶ浦（西浦）南東岸の新利根川河口左岸（茨城県稲敷市の浮島地区東端）に位置する妙岐の鼻（App. Fig. 2.1, 35°57'N, 140°27'E）は別名浮島湿原とも呼ばれる面積約 52 ha, YP+1.1~1.9 m の低層湿原で、湖岸砂丘、後背湿地、砂州などが複合する半島状の地形を特徴としている（路川・前田 1994, 中田 2010）。同地の北側の湖岸線に沿って、自然堤防とみられる微高地があり、大部分は極めて平坦な場所となっている。湿原内には 3 本の水路が走っており、これらはかつて萱の運搬のために使用されていた（中田 2010）。本湿原に最も近い観測所（茨城県土浦市）における 1981~2010 年の気象データは、平均気温 14.4°C, 平均年降水量 1187.8 mm であった（気象庁, 過去の気象データ検索, http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/view/nml_amd_ym.php?prec_no=40&block_no=0324&year=&month=&day=&view=, 2015 年 8 月 28 日確認）。

2.2 地史

泥炭地の発達が発著である完新世（1 万年前）以降（阪口 1974）の霞ヶ浦の地史は井内・斎藤（1993）や久保（2007）、豊田・池田（2003）、平井（1989）にまとめられている。霞ヶ浦の湖岸地形は湖岸段丘 I（傾斜面, 約 6000 年前）、湖岸段丘 II（傾斜面, 約 4000~3000 年前あるいは 1000 年前）、湖岸低地（平坦面, 現在）、湖棚 I（低位海水準期の約 4500 年前, 3000~2000 年前, 16~17 世紀のいずれか）に区分されるが（平井 1989, 豊田・池田 2003）、妙岐の鼻はその平坦な地形から、湖岸低地に該当し、湖岸低地は現在の堆積面であるとされている。縄文海進期の約 6000 年前は海水準が最高になり、現霞ヶ浦の湾口部に形成された潮汐三角州の影響を受けて妙岐の鼻付近には砂質堆積物が堆積し、台地の侵食により湖岸段丘 I が形成された。6000 年前以降は徐々に水位が低下するとともに湾口が閉鎖的になり、砂質堆積物が堆積した。4000~2500 年前は縄文時代後期から弥生寒冷期であり、さらに閉鎖性が進行するとともに湖岸段丘 II が離水し、霞ヶ浦は海跡湖となった。2500~500 年前は霞ヶ浦の閉鎖により湖水は低鹹汽水・淡水化が進行し、波打ち際に土砂が堆積し湖岸低地が形成された。土砂は主に波によって供給されるとともに河川からの供給や植生による土砂の定着もある。湖底堆積物の珪藻化石分析（安藤 1992）から、古墳寒冷期、奈良・平安・鎌倉の温暖期、1400~1600 年は近世初頭の小氷期によってやや浅い海域環境、深い海域環境、浅い淡水~汽水環境という変遷を経たことが明らかになっており、低鹹汽水化した時期は江戸時代の小氷期であるとされる。また、鈴木（2015）による妙岐の鼻の堆積物の埋土種子の分析からは、1700 年頃はガマ *Typha latifolia* やヒメガマ *Typha domingensis* が優占する冠水状態の植生であったが、その後の堆積物の堆積によりミズオトギリやアゼス

ゲからなる湿地に移行したことが明らかにされている。

2.3 植生の特徴

ヨシ *Phragmites australis* の優占した湿生植物群落が卓越し、霞ヶ浦における最大規模の湿地環境が残存している（路川・前田 1994）。同地のヨシ群落には下層植生の異なる二つの主要なタイプがみられ（App. Fig. 2. 2），西側にヨシーカモノハシ群落 *Phragmites-Ischaemum aristatum* communities が，東部にはヨシーカサスゲ群落 *Phragmites-Carex dispalata* communities が，それぞれ分布する（野副ほか 2010）。妙岐の鼻では，関東低地では例の少ない（路川・前田 1992）ヒメミズゴケ *Sphagnum fimriatum*，コアナミズゴケ *Sphagnum microporum* などのコケ植物の生育が確認されている（杉村・鶴沢 2015）。また，1992～1993 年に行われた植生調査では 279 種の維管束植物の生育が報告されており（路川・前田 1994），それらのうち全国レベルのレッドリスト種は 11 種（環境省 2015），茨城県指定のレッドリスト種は 23 種が含まれている（茨城県 2013）。かつては冬季にヨシやカモノハシなどを萱材として刈取ると同時に萱材の質の維持を目的とした火入れも行っていた（植松 2008）。しかし，萱材の需要低下とともに刈取は減少し，それとともにヨシーカモノハシ群落に変わってヨシーカサスゲ群落の面積が増加するという植生変化が起こっている（野副ほか 2010，中田ほか 2009）。

2.4 人とのかかわり

常陸風土記に「乗浜の里の東に浮島の村あり。四面絶海なり。」との記載があるように（人見 1980），妙岐の鼻が属する浮島はかつて孤島であった。昭和初期から戦後の干拓により浮島は陸続きとなり，妙岐の鼻は，周囲の低湿地が干拓され消滅する中で唯一干拓されずに残った場所である（App. Fig. 2. 1）。妙岐の鼻はもともと桜川村浮島および尾島部落の入り会いであったが，新村合併（1955 年）を機に浮島財産区が設置され，管理委員会の手で運営された。その後水資源管理の必要性から 1987 年に水資源開発公団（現水資源機構）に売却された。現在，刈取は従来からの地元の利用者が公団に申請し，許可された上で行われている（財団法人日本ナショナルトラスト 2003，路川ほか 1992）。

妙岐の鼻では古くから萱（シマガヤ；カモノハシを主とする）の刈取が行われ（App. Fig. 2. 3），茅葺き屋根の材料として利用されてきたが，近年の利用は減少傾向にある（植松 2008）。刈取とともに，刈取の後の 2 月～4 月にかけて，良い新芽が出るように焼払う，ヤーラモシが行われた。ヤーラモシは 1989 年から村主催の「野火まつり」としてイベント化されたが，鳥類への影響を考慮し，1/3～1/2 ずつ，焼払う場所を 1 年ごとにローテーションしている。しかし，2005 年以降は火入れがコジュリンやオオセッカに悪影響を及ぼすと反対されたため中止されている（植松 2008）。

3章 刈取と火入れ，使用機械の変遷

3.1 方法

3.1.1 文献調査

妙岐の鼻における生業である刈取，火入れに関する文献を用いて，人為攪乱の規模や変遷を追った。また，1989～2014年度の採草範囲図（独立行政法人水資源機構 2013;2014;2015）を基に，ArcMap ver.10.2を用いて刈取場と火入れ場の変化と面積の変化を求めた。採草範囲図では刈取と火入れの区別はなく，草がない場所として一括して図示されているため，エリアの境界が直線ではなく形が複雑であり，残った草があまりみられない部分を刈取場，焼き残しの草が残った部分が点々とあり，焼く場所を作業者がコントロールしたと思われるようなエリアの直線的な境界である部分を火入れ場として区別を行った。

3.1.2 聞き取り調査・参与観察調査

現在妙岐の鼻で萱の採取を行っている3名すべて，村野氏（2015年11月3日），宮本氏（2015年11月6日），根本氏（2015年11月8日）に対して聞き取り調査を行った。自由な会話の中でいくつかの質問に対してやりとりを行う2～3時間の対面調査とした。過去の採草範囲図（独立行政法人水資源機構 2013;2014;2015）などを提示しながら，手記により記録を行った。質問は以下の通りである。刈取を行う人数，刈取場の変遷，刈取の頻度や面積，使用機械と使用頻度，機械が通る場所や種類の変遷，火入れに対する考え，萱場の環境変化。湿原内を機械が通る往復回数を求めるため，方法Aと方法Bの2通りの聞き方をし，往復回数を計算した。

$$(\text{往復回数}) = (\text{機械を使用する日数}) \times (\text{1日の往復回数}) \quad \text{方法A}$$

$$(\text{往復回数}) = (\text{生産全把数}) / (\text{運搬用荷台への積載可能把数}) \quad \text{方法B}$$

また，2014年12月7～8日に根本氏の作業の，2015年1月11日に宮本氏と根本氏の作業の参与観察を行った。現地での刈取の様子を観察し，使用機械や刈取場までのルートの確認などを行った。

3.2 結果と考察

3.2.1 刈取と火入れの変遷

文献の中で最も古くに萱についての記載があった野口（1916）によると，萱の生産は副業の一種であった。同様に埴（1926）にも副業としての萱の産出が記載されており，浮島地区周辺は農業がさかんであったことから（茨城大学教育研究所 1953），農業の傍ら萱の刈取，販売を行っていたと考えられる。浮島の萱は質が良く，浮島村のみならず広範囲なエリアの萱材として利用されてきた（一色・今瀬 1992）。茎が太く，草丈が高いカモノハシが生育する場所で採取されるシマガヤが良質なものとされている（植松 2008）。当時の一般農家の屋

根は草葎で木造であったが、萱が減少したことや防火の点などから、終戦後、屋根が萱葎きから瓦屋根、トタン屋根に変化した（茨城大学教育研究所 1953, 著者不詳 1981）。しかし、1948年、1974年に撮影された航空写真では、萱場の全域が刈取られていたことから（植松 2008）、1970年代までは需要が縮小した中でも刈取は萱場の全域で継続されたものと考えられるが、この頃になると萱葎き屋根の家屋は浮島地区の中でも数軒となっていた（植松 2008）。現在は萱の使用先は重要文化財の葎き替えが中心で（注 1）、刈取は良質な萱が生産される一部の場所のみで行われている（独立行政法人水資源機構 2013；2014；2015）。現在、刈取が許可される期間は毎年 12 月から翌年 2 月である。その中で刈取を行う時期は、下草も枯れ、萱の乾燥が十分に終わる 1 月以降が最もよいが、水位が上昇する前に終わらせなければならないため、実際の刈取は 12 月下旬～1 月であることが多い（注 2, 植松 2008）。

火入れについては鈴木（2015）による堆積層中の植物炭の分析により、1780 年以降に開始されたことが明らかになっている。萱の刈残しを除去し、翌年の春によい新芽が出るように焼払うのが慣例であった（路川ほか 1992）。野焼きは住民の生活を支えるという意味合いが強く（植松 2008）、刈取の継続と火入れは萱場を維持するために重要であった（安藤 1983）。妙岐の鼻が浮島財産区となる（1955 年）以前は毎年 2 月 14 日に火入れが行われ、浮島財産区となってからは 3 月下旬頃に焼払っていた。火入れは 1989 年から「野火まつり」としてイベント化された。しかし、火入れがコジュリンやオオセッカの生息に悪影響を及ぼすと反対されたため、全体の 1/3～1/2 の面積を 1 年ごとにローテーションして継続されたが、2005 年以降、火入れは中止となっている（植松 2008, 路川ほか 1992）。

3.2.2 1989～2014 年度の刈取・火入れ場の変遷

2004 年度までは刈取を行った後に火入れを行っていたため、刈取場と火入れ場が重なって火入れ場として記録されていることがある。そのため、1998、2002、2004 年度は火入れ範囲内に刈取り場が含まれている可能性があり、火入れ場の中で刈取が行われた可能性が高い（注 3）。各年度の刈取・火入れの範囲図を App. Fig. 3.1 に示した。刈取面積の湿原全体に対する割合は多少の増減を繰り返しながら継続された。火入れ面積の湿原全体に対する割合は刈取面積より大きい。2005 年以降は行われていない（App. Fig. 3.2）。2004 年度までは火入れが行われたため、刈取と火入れの合計面積の全体に対する割合は 50 % 近くで推移したが、2005 年度以降は 10 % 以下となる年度も多くなった。2012 年度は 2013 年 1 月 13 日の失火により湿原の中央部が焼失したため、人為的な火入れではないが火入れと同様の攪乱を発生させたと考えられる。

3.2.3 使用機械の変遷と現在の作業工程・使用方法

機械がなかった頃は鎌で手作業による刈取が行われ、運搬には舟が使用された（注 4, 植松 2008）。農業機械の発展に伴い、手作業の刈取からバインダーと耕耘機を使用した刈取に変化したのは 1960～1970 年代である（注 5, 植松 2008）。さらに、1990 年代にはバインダーと耕耘機からバインダーとコンバインへの変化があり、現在に至っている。耕耘機の車輪

と異なり、コンバインはキャタピラーにより前進する (App. Fig. 3. 3) ため、水分の多い湿地の中で動きやすく、車輪が湿地にはまって動けなくなる心配が軽減されるため導入された (注 6)。

現在の刈取作業で使用するのはバインダー、荷台付コンバイン (以下、コンバイン) である (App. Fig. 3. 3)。作業工程はまず、コンバインと荷台を連結させ、荷台にバインダーを載せた状態でコンバインを運転しながら刈取場まで移動し、到着すると荷台からバインダーを降ろし、以降はバインダーを用いて刈取を行う。バインダーは自動で刈取った萱を束にまとめる。その束を回収して荷台に載せ、再びコンバインを運転して萱場の外に搬出する (App. Fig. 3. 4)。刈取を行う 3 名のうち、村野氏と根本氏は共通の機械 (根本氏の所有物) を使用している (App. Tab. 3. 1)。村野氏と根本氏は共通の機械を使用しているが、村野氏は 1 人で作業を行うのに対し、根本氏は 3~4 人で作業を行うため (注 7)、実際には同じ荷台に載せることのできる把数が異なっている (App. Tab. 3. 2)。村野氏・根本氏と宮本氏の機械では型番が多少異なり、宮本氏のコンバインは根本氏のものよりも一回り小さいものを使用している (App. Tab. 3. 1)。

3. 2. 4 刈取場の区分けとコンバイン通過ルート・通過回数

刈取場は 3 名でほぼ同面積の範囲を刈取っている (App. Fig. 3. 5)。刈取場の西部が宮本氏、中央部が村野氏、東部と北西部の一部が根本氏の刈取場であった。これらの大まかな刈取場の区分けは少なくとも 1989 年度以降は変化しておらず、毎年同じ場所を 3 名が刈取っていた (注 8)。コンバインのような大型の機械が湿地内に入るには、App. Fig. 3. 5 の出入口 1 または 2 を利用する必要がある。出入口 1 は 3 名が刈取った萱を萱場外に搬出する際に利用する出入口であり、出入口 2 は根本氏が機械の搬出のために利用する出入口で使用頻度は少ないため、出入口 1 が主な出入口である。宮本氏と村野氏は危険の大きい湿地内の移動距離を最短にするため、コンバインは刈取場の南側と水路沿いを通過する (南ルート)。根本氏は水分の少ない安全な部分を利用するため湖岸に沿った自然堤防付近と、出入口 1 と 2 の間の遊歩道を通過する (北ルート)。3 名とも、出入口 1 付近の半円状のルートを通過する。コンバインを動かすルートについても大まかなルートは毎年同じであることが 3 名への聞き取り調査によりわかったが、採草範囲図では年度によって別ルートを通った様子も伺え (App. Fig. 3. 1)、少なくとも 2005 年度以降は毎年同様のルートを利用していると考えられる。

方法 A から導出した各ルートにおけるコンバインの往復回数は北ルートで 18 往復、南ルートで 72 往復となった (App. Tab. 3. 2)。方法 B では聞き取り調査から 1 束の量や荷台への積載可能把数が 3 名の間で異なったため、根本氏と村野氏の 1 束の量を 1 とした場合の数値に変換し、換算束数から把数 (1 把=6 束) の計算を行い、荷台への積載可能把数で除すことにより往復回数を求めた。方法 B では北ルートで 20 往復、南ルートで 51 往復となった (App. Tab. 3. 2)。以上の結果から、コンバインの往復回数は北ルートで 18~20 往復、南

ルートで 51~72 往復となった。南ルートは北ルートの 2.8~3.6 倍の往復があることがわかった。

3.2.5 現在における人為攪乱の質と頻度

妙岐の鼻では現在、刈取と土壌攪乱の 2 種類の人為攪乱が見受けられた (注 9)。刈取は萱の刈取により発生する人為攪乱である。バインダー (App. Fig. 3.3, App. Tab. 3.1) の特性から、地上から約 10 cm 以上の植物体が刈取られて束にされ、約 10 cm 以下の部分の植物体はそのまま残る。刈られた場所は草がなくなるため、攪乱頻度は年 1 回となる。また、刈取を行う人は場所により異なる (App. Fig. 3.5)。土壌攪乱は萱とバインダーの運搬のためのコンバインの通過により発生する人為攪乱である。コンバイン (App. Fig. 3.3, App. Tab. 3.1) はキャタピラーの回転によって前進し、コンバインにより地面が押しつぶされるとともに土壌攪乱が発生する。現地での観察では、微高地の少し乾燥した場所での攪乱深度は約 4 cm であった。コンバインは同じルートを往復するため、攪乱頻度は 1 年あたり App. Tab. 3.2 のようになり、南ルートは北ルートの 2.8~3.6 倍の往復回数があった。

注 1, 3~6, 8 宮本氏, 村野氏, 根本氏への聞き取りによる。

注 2 宮本氏への聞き取りによる。

注 7 村野氏, 根本氏への聞き取りによる。

注 9 参与観察, 宮本氏, 村野氏, 根本氏への聞き取りによる。

4 章 絶滅危惧植物の分布と人為攪乱の特性

4.1 方法

4.1.1 調査地の概要

独立行政法人水資源機構（2013；2014；2015）が作成した1998～2014年度の草刈り範囲図を基に、刈取や火入れ履歴の異なる5区（A区，B区，C区，D区，E区）と，土壤攪乱の強度の異なる2区（1区，2区）に調査方形区を設置した（App. Fig. 4.1）. 過去16年間（1区，2区については過去10年間）の履歴については，A区，B区が刈取や火入れを毎年継続している環境，C区が2005年度以前は毎年刈取や火入れが行われており，2005年度以降は刈取や火入れが行われる回数が減少し2012年度以降は中止となった環境，D区が2005年度以前は定期的に火入れが行われていたがその後放置され，2012年に失火により一度焼失した環境，E区が2005年度以降は刈取が行われず放置されていたが，2008年に一度刈取が行われた環境である（App. Tab. 4.1）. 2005年度以降の攪乱回数はA区≒B区>C区>D区>E区であり，D区とE区は定期的人為攪乱（刈取と火入れ）を休止してからの放置年数は同じであるが，D区（2012年攪乱）<E区（2008年攪乱）の順に長くなる（App. Tab. 4.3）. 以上のようにA区，B区，C区，D区，E区の順に最後の攪乱（失火も含む）からの年数や攪乱頻度が小さくなる. コンバインの通過ルートである1区と2区は，それぞれ北ルート，南ルートに対応し（3章），2005年度以前の攪乱状況は明らかにできなかったが，2005年度以後は1年あたり1区で18～20往復，2区で51～72往復のコンバインの通過が考えられ，2区の方が土壤攪乱の頻度が大きい環境である. A～E区の主な植生はヨシーカモノハシ群落，E区，1区，2区ではヨシーカサスゲ群落となっている（App. Tab. 4.2）.

4.1.2 注目種の分布調査

現地での希少植物の分布調査を実施するため，石田ら（2014）を参考に，路川・前田（1994）の植物リストを用いて注目種を選定した. 路川・前田（1994）に掲載された種のうち草本種を抽出し（256種）. そのうち，在来種草本を抽出し（201種），さらに牧野（2008），佐竹ほか（1999）に記載される生育環境が水辺，湿地，湿原，湿った草地など，湿潤な環境を示す環境が含まれる種を抽出した（89種）. 続いて環境省第4次レッドリスト，東京都，神奈川県を除く関東地方各県のレッドリスト（茨城県 2012，群馬県 2012，千葉県 2009，埼玉県 2011，栃木県 2011）を使用し，絶滅危惧Ⅰ類，絶滅危惧Ⅱ類，準絶滅危惧のいずれかに掲載されている種を抽出した（37種）. 東京都と神奈川県を除いたのは開発により絶滅種や絶滅危惧種が多く，その影響を取り除くためである. 注目種31種のうち，分布図が描けそうな16種（App. Tab. 4.3）について現地調査を行った.

刈取，火入れ（失火も含む），土壤攪乱の履歴の異なるA～E区と1，2区の7区について，A～E区はクロス状の，1，2区は線状の側線を設け，各区の側線上に1m×1mの調査

方形区を 5 m おきに 31 方形区設置した (App. Fig. 4. 1, App. Tab. 4. 3). 各区 31 方形区について注目種の生育の有無を記録した. ノウルシ *Euphorbia adenochlora* とヌマクロボスゲ *Carex meyeriana* については, 分布の状況から全株の記録が可能であったため, GPS を用いて湿原内の全株の位置情報を取得した. ノウルシ, ヌマクロボスゲは 2015 年 3 月 31 日, アサマスゲ *Carex lithophila*, オニナルコスゲ *Carex vesicaria* は 2015 年 4 月 26 日, クサレダマ *Lysimachia vulgaris* var. *davurica*, ノハナショウブ *Iris ensata* var. *spontanea*, ノテンツキ *Fimbristylis complanata*, ミズチドリ *Platanthera hologlottis* は 2015 年 6 月 15~16 日, シロバナサクラタデ *Persicaria japonica*, ミズオトギリ *Triadenum japonicum*, ナガボノワレモコウ *Sanguisorba tenuifolia*, カモノハシ *Ischaemum aristatum* var. *glaucum*, カドハリイ *Eleocharis tsurumachii*, コイヌノハナヒゲ *Rhynchospora fuhiana*, コシンジュガヤ *Scleria parvula* は 2015 年 9 月 29 日, マツカサススキ *Scirpus mitsukurianus* は 2015 年 10 月 10 日に出現の有無の記録を行った. この調査は 2014 年 4 月下旬~9 月下旬, 2015 年 3 月下旬~5 月上旬の期間の定期的な現地観察により, 注目種の開花や結実の状況から注目種と特定可能な時期を考慮した上で実施した. また, 妙岐の鼻における絶滅危惧植物の生育にはコケ植物の生育が重要であるという報告 (野副ほか 2010 ; Wang et al. 2011 ; 2012 : 2015) から, 注目種の分布とコケ植物の分布を比較するため, 注目種の分布調査と同様にコケ植物の有無についても調査を実施した. コケ植物の分布調査は 2015 年 4 月 26 日に行った.

ノウルシとヌマクロボスゲを除く 14 種は, 各区 31 方形区のうち対象種が出現した方形区数の割合 (以下, 出現頻度) を求め, 比較を行った. ノウルシとヌマクロボスゲは出現割合を上記の方法で導出できないため, 位置情報から分布域を確認した. 注目種の調査時期による各区の出現種数の特徴をみるため, 各区 31 方形区のうち, 注目種の生育が確認された区を出現区とし, 全 16 種の各区の出現種数を比較した. 現地調査で得られたいくつかの種の妙岐の鼻における花期の時期や期間と, 注目種の一般的な花期を比較するため, 日本の野生植物一草本 I, II, III (佐竹ほか 1999) の図鑑に記載されている花期の情報を使用した.

4. 1. 3 全国の標本データによる注目種の分布調査

注目種 16 種について, 国内標本データを用いて国内における分布状況の解析を行った. 自然史標本情報検索システム (サイエンスミュージアムネット <http://science-net.kahaku.go.jp/>, 最終閲覧 2015/12/11) により得られる各注目種の国内標本のデータを取得した. 標本データには各標本の採取地点の位置情報 (標本の緯度経度や市町村, 地名など) が含まれており, 重複したデータを削除し, 各市町村に 1 標本となるように選択した. 詳細な緯度経度情報のない標本も含まれており, それらについては Google earth から位置情報を取得した. これらの手順によりノウルシ 73 点, ヌマクロボスゲ 18 点, アサマスゲ 5 点, オニナルコスゲ 83 点, クサレダマ 188 点, ノハナショウブ 113 点, ノテンツキ 93 点, ミズチドリ 40 点, シロバナサクラタデ 174 点, ミズオトギリ 134 点, ナガボノワレモコウ 81 点, カモノハシ 86 点, カドハリイ 2 点, コイヌノハナヒゲ 85 点, コシンジュガヤ 80 点, マツカサススキ 122

点の標本を使用した。

選択した標本データの採取地点の緯度経度を用いて、ArcMap ver.10.2 を用いて全国と関東地方における分布図を作成した。国内を各地方に区分し、標本データが所属する都道府県を基に各地方に標本を分け、各地方の標本点数を各地方の面積で除することにより比較した。各地方の区分は、北海道、東北（6 県：青森，秋田，岩手，宮城，山形，福島），関東（7 都県：茨城，栃木，群馬，千葉，埼玉，東京，神奈川），中部（9 県：新潟，富山，石川，福井，長野，岐阜，山梨，静岡，愛知），近畿（7 府県：三重，滋賀，京都，兵庫，大阪，奈良，和歌山），中国・四国（9 県：鳥取，岡山，島根，広島，山口，香川，徳島，高知，愛媛），九州・沖縄（8 県：福岡，佐賀，長崎，大分，熊本，宮崎，鹿児島，沖縄）とし、各面積は国土地理院の平成 26 年全国都道府県地区町村別面積調（<http://www.gsi.go.jp/KOKUJYOHO/MENCHO/201410/ichiran.pdf>，2016 年 1 月 11 日確認）より取得した。

4.1.4 春季の植生

刈取が継続されている A 区，コンバインの通過ルートである 1 区と 2 区（App. Fig. 4.1, App. Tab. 4.3）について，0.5 m×0.5 m の調査方形区を 10 m おきにそれぞれ 11 方形区設置した。方形区内に出現した種をすべて記録し，同時に被度(%)を求めた。出現個体が少数で，被度(%)による記録が困難なものについては+とした。カサスゲとオニナルコスゲについては，2 種の判別は穂形態によってのみ可能であり，出穂が観察されなかったシュートについては両種を合一した被度データとして取得した。調査は 2014 年 5 月 18 日に実施した。

各区 11 方形区中に種が出現した回数から各種の出現頻度を求めた。また，各方形区の多様度指数（Simpson の多様度指数，式 4.1）を求め各区における平均値を比較することで 3 区の種の多様度を評価した。式 4.1 の個体数には，得られた被度(%)を個体数とし，被度(%)の値を用いた。また，+は個体数 1 として計算した。カサスゲとオニナルコスゲの判別ができなかった被度データについては，出現回数，多様度指数の解析から除外した。また，生育の初期で種が同定できなかった種についても解析から除外した。

$$1 - \gamma = 1 - \sum_{i=1}^S \left(\frac{n_i}{N}\right)^2 \quad \text{式 4.1}$$

ここで， S は種数， n_i は i 番目の種の個体数， N は全個体数である。多様度指数の区内におけるばらつきを見るため，各区 11 方形区が多様度指数の標準偏差を多様度指数の平均値で除し，変動係数を求めた。多様度指数の平均値で除したのは，各区の多様度指数の大きさが影響しないようにするためである。この値は種多様度の異質性を示す指標である。

各区の被度の大きさやばらつきを評価するため，各方形区の全出現種の被度の合計値(%)を使用した。全出現種の被度の合計値の各区 11 方形区の平均値を求めるとともに，全出現種の被度の合計値の標準偏差を平均値で除することにより被度の変動係数を求め，ばらつきを比較した。この値は被度の異質性を示す指標である。

各 11 方形区が多様度指数，被度の合計値について，ウェルチの t 検定法を用いて，A 区，

1区, 2区の3者間での比較を行った.

4.1.5 上層優占種のバイオマス調査と土壌温度調査

調査期間中に一度でも被度が3以上を記録し, 夏季に上層を占める優占種を上層優占種(主にヨシ)とした. 上層優占種のバイオマスを求めるために, A区, B区, D区, E区(App. Fig. 4.1)に1m×1mの調査方形区を各区に3反復設置した. 方形区内の上層優占種を地際で刈取り, 60°Cに設定した乾燥機(SANYO社, DRYING OVEN)で完全乾燥させ, 秤量した. 刈取は2015年10月19日に実施した.

土壌温度を計測するため, Onset社製の土壌温度ロガー(TidbiT v2 Temp Logger)をA区, B区, D区, 1区, 2区の地表面に各1個の合計5個を設置し, 2時間間隔でデータを取得した. 調査は植生調査と並行して2015年4月12日から11月29日にかけて実施した.

土壌温度はウィルコクソンの符号付き順位和検定法によって, A区, B区, D区, 1区, 2区の5者間で比較した. 土壌温度データの解析は, 収集データを春(2015年4月2日~5月1日), 晩春(2015年5月2日~5月31日), 初夏(2015年6月1日~6月30日), 盛夏(2015年7月1日~7月30日), 晩夏(2015年7月31日~8月29日)のそれぞれ30日間の5季に分割した. 各季には360データ(1日12データ×30日)が得られており, これらの5季のデータについてウィルコクソンの符号付き順位和検定を行った.

4.2 結果

4.2.1 湿原内における注目種の分布

ノウルシは1区やそれよりも東に連続して分布し, ヌマクロボスゲはA区とB区に分布していた(App. Fig. 4.2)ことが確認された. ノウルシとヌマクロボスゲを除く注目種14種の, 種ごとの各地点の分布状況(App. Fig. 4.2)から出現頻度を求めた結果(App. Fig. 4.3), アサマスゲが1区, 2区のみ, オニナルコスゲが全区で出現し, その中でもB区, E区, 2区の出現頻度が50%を超えた. クサレダマはA区, D区, E区に出現し, A区の出現頻度が50%を超え, ノハナショウブはA区, B区, C区, D区に出現し, A区で最も大きい出現頻度となり, ノテンツキはA区のみで出現した. ミズチドリはA区, B区, C区, 1区で出現し, 全区で10%以下であった. シロバナサクラタデはD区, E区, 1区, 2区に出現し, E区で出現頻度が30%を超え, ミズオトギリはA区, B区, C区, 1区, 2区に出現し, A区, B区, 2区で50%以上の出現頻度であった. ナガボノワレモコウは1区以外で出現し, A区で50%以上の出現頻度, カモノハシはE区, 1区以外で出現し, A区, B区, C区, D区で50%以上の出現頻度であった. カドハリイはA区, B区, C区に出現し, いずれも出現頻度は10%以下であり, コイヌノハナヒゲはA区のみ, コシンジュガヤとマツカサスキは1区のみで確認された.

刈取・火入れ頻度の異なるA~E区で出現があった12種の出現頻度は, ヌマクロボスゲ, ノハナショウブ, ノテンツキ, ミズチドリ, ミズオトギリ, カモノハシ(C区は当てはまら

ない), カドハリイ, コイヌノハナヒゲが A 区で大きく E 区ほど小さく, クサレダマ, ナガボノワレモコウが A 区で大きいとともに C~E 区においては E 区ほど大きいことが特徴であった。それ以外は, オニナルコスゲ (A 区より B 区で大きく, C~E 区では E 区ほど大きい), シロバナサクラタデ (D 区, E 区のみ出現) であった。土壌攪乱頻度の異なる 1 区, 2 区で出現があった 9 種は, アサマスゲ, オニナルコスゲ, シロバナサクラタデ, ミズオトギリが両区で出現, ミズチドリ, コシンジュガヤ, マツカサススキが 1 区で出現, ナガボノワレモコウ, カモノハシが 2 区で出現した。各区における注目種の出現種数は A 区>B 区=1 区>C 区=D 区>2 区>E 区の順に多かった (App. Fig. 4. 4)。

コケ植物は A 区, B 区, C 区のみに出現し (App. Fig. 4. 5), その出現頻度は A 区>B 区>C 区の順に高く, A 区と B 区では 80 % を超すコケ植物の出現頻度が見られた (App. Fig. 4. 6)。

4. 2. 2 全国・関東地方における注目の分布

注目種の分布 (App. Fig. 4. 7) より得られた各地方に分布する標本数の割合 (App. Fig. 4. 8) では, オニナルコスゲ, クサレダマ, ナガボノワレモコウの北海道と東北地方を合わせた値が 50 % 以上を占めていることが特徴的であった (それぞれ 58.0 %, 75.6 %, 60.9 %)。

関東地方における注目種の分布 (App. Fig. 4. 7) は, ノウルシ, アサマスゲ, シロバナサクラタデ, ナガボノワレモコウ, カモノハシ, カドハリイ, マツカサススキ, コシンジュガヤが低地に分布が集中する種, ノテンツキが高地以外に分布が集中する種, ミズチドリ, コイヌノハナヒゲが高地に分布が集中する種, オニナルコスゲ, クサレダマ, ミズオトギリが低地と高地に分布が分かれる種, ノハナショウブが低地以外に分布が集中する種, ヌマクロボスゲが一様に分布する種である傾向が見られた。

4. 2. 3 注目種の花期

現地調査で花期の情報が取得できていない種や図鑑 (佐竹ほか 1999) に花期の記載のなかった種もあるが, 注目種の花期は App. Fig. 4. 9 となった。このうち, 現地での花期, 図鑑の一般的な花期の両方が得られたノウルシ, ノハナショウブ, ミズチドリ, クサレダマ, ミズオトギリ, カモノハシ, シロバナサクラタデ, ナガボノワレモコウについては, 妙岐の鼻における花期と一般に言われる花期の間に不整合が見られた。また, 図鑑 (佐竹ほか 1999) の花期の期間のよりも妙岐の鼻における花期は早い傾向が見られ, 特に妙岐の鼻で 6 月中旬~7 月中旬に花期を迎えるクサレダマ, ミズオトギリは一般的な花期より以前に花期を終えた。

4. 2. 4 上層優占種のバイオマスと土壌温度

A 区, B 区, D 区, E 区の上層優占種のバイオマスは B 区<A 区<D 区<E 区の順に大きくなった (App. Fig. 4. 10)。E 区は A 区の 2.3 倍, B 区の 3.1 倍, D 区の 2.0 倍のバイオマスであった。

季節別の土壌温度の平均値は A 区, B 区, D 区, 1 区, 2 区のいずれにおいても春から晩

夏への季節の進行につれて高くなった (App. Fig. 4. 11 (a)). A 区, B 区, 1 区, 2 区の土壤温度の平均値は D 区と比較して, 春で 2.9~4.5°C, 晩春で 4.4~6.8°C, 初夏で 3.4~5.0°C, 盛夏で 2.4~3.7°C, 晩夏で 1.3~3.0°C 高かった ($p < 0.01$). 季節の進行とともに 5 地点の土壤温度の平均値の差は小さくなった. A 区, B 区, 1 区, 2 区の比較では, 5 季すべての A 区と B 区, 春の B 区と 2 区, 晩春, 初夏, 晩夏の A 区と 1 区, 初夏, 晩夏の A 区と 2 区で有意差が見られた (いずれも $p < 0.01$).

季節別の土壤温度の日較差の平均値 (App. Fig. 4. 11 (b)) は, A 区, B 区, 1 区, 2 区のいずれにおいても調査季節を通じて大きく, とりわけ晩春に顕著であった. A 区, B 区, 1 区, 2 区の D 区との差は春で 6.8~11°C, 晩春で 15~18°C, 初夏で 8.6~13°C, 盛夏で 3.7~7.7°C, 晩夏で 3.8~6.9°C であった (いずれも $p < 0.01$). A 区, B 区, 1 区, 2 区の比較では, 日較差は B 区で小さい傾向が見られ, 春の B 区と 1 区, 盛夏の B 区と 2 区, 晩夏の A 区と B 区で有意差が見られた (いずれも $p < 0.01$).

4. 2. 5 春季の植生

各区における出現種数 (App. Fig. 4. 12) は, A 区で 14 種であり, A 区ではカモノハシ, ミズオトギリ, アゼスゲ, ヨシ, シカクイ, チゴザサなど, 出現頻度の高い種が多かった. 1 区の出現種数は 18 種で, 各種の出現頻度は低いが出現した種数は多く, 2 区の出現種数は 8 種で, オニナルコスゲ, アゼスゲの出現頻度の高さが目立った. 出現種数は 1 区 > A 区 > 2 区の順に多く, 3 つの区を比較すると A 区は出現頻度の高い種が多く出現し, 1 区は出現頻度が低い種が多く出現して全体の出現種数が最も多く, 2 区は出現頻度の大きい種が少なく, 全体の出現種数も少なかった. App. Fig. 4. 12 のうち, 人為攪乱の違いによって傾向が異なる出現種 (アゼスゲ, ヨシ, チゴザサ, クサレダマ, シカクイ, ミズオトギリ, シロバナサクラタデ, オニナルコスゲ) を抽出したのが App. Fig. 4. 13 である. アゼスゲ, ヨシの出現頻度は 1 区, 2 区で小さく, チゴザサは 2 区のみ小さかった. クサレダマ, シカクイは 1 区, 2 区での出現は見られず, ミズオトギリは 2 区で見られず, 1 区は A 区よりも小さかった. シロバナサクラタデは A 区で出現せず, オニナルコスゲは A 区や 1 区ほど出現頻度が小さかった.

多様度指数の平均値 (App. Fig. 4. 14 (a)) は A 区, 1 区で大きく, 2 区と有意差が認められた ($p < 0.05$). 種多様度の異質性 (App. Fig. 4. 14 (b)) は 2 区で大きく, A 区と 1 区の差は小さかった. 被度の平均値 (App. Fig. 4. 14 (c)) は A 区で大きく, 1 区, 2 区と有意差が認められた ($p < 0.05$). 被度の異質性 (App. Fig. 4. 14 (d)) は 1 区 > 2 区 > A 区の順に大きかった.

4. 3 考察

4. 3. 1 刈取の管理頻度と注目種の分布

A~E 区においては, 刈取・火入れ (失火を含む) の頻度が大きいほど, また, 最終の攪

乱からの放置年数が小さいほど注目種の出現種数が大きくなった (App. Fig. 4. 15). 一方、各注目種について同様に比較すると、攪乱頻度が大きいほど、最終の攪乱からの放置年数が小さいほど出現頻度が大きくなるという関係が確認される種とそうでない種が存在することが明らかとなった (App. Fig. 4. 16). 継続的な刈取によって出現種数が増加する傾向にあるが、種によってその傾向が異なることが明らかとなった. 絶滅危惧植物を対象とした研究ではないが、隔年刈取区に比べて放置区の6月と9月の確認種数が多い傾向にあること (吉田・西山 2008), 刈取中止から数十年が経過したヨシ原における5年間の冬季の刈取により、種多様性が増加したこと (Gryseels 1989a), 刈取が継続されてきたヨシ原で刈取を3年以上停止すると種多様性が低下したとこと (Cowie et al. 1992), 草原における5年間の刈取で種多様性が増加したこと (Maron and Jefferies 2001), 約15年間の調査の結果、3年に1回の刈取で種数が増加したのに対し、対照区では種数は変化しなかった (Güsewell and Le Nédic 2004) などの報告があるように、刈取の継続は種数を増加させるものと考えられる. 野副ほか (2010) による同地における絶滅危惧植物 (環境省レッドリスト, 茨城県レッドデータブック掲載種) の種数密度はA区における値がそれ以外の場所よりも有意に高く、本研究におけるA区の注目種の出現種数との関係とも一致した.

A~E区に出現した注目種について、それぞれの種の特性について見てみると、ヌマクロボスゲ、ミズチドリ、カドハリイは路川・前田 (1994) の1992年の調査ではA区が分布域とされ、野副ほか (2010) の2005年の調査ではA区と、C区の一部に生育する結果となり、本研究の結果と一致した. 継続した刈取のある環境でのみ生育可能な種であると考えられ、A区は現在まで刈取の条件は変化していないため、分布域が一致したと思われる. ノハナショウブは金子ほか (2009) による様々な半自然草原 (放棄水田, 道路法面, 刈取地, 造成地, 管理放棄地, 耕地・運動場) における調査の結果、刈取草地のみに出現した種である. 定期的な刈取が行われる草地のみで出現したことは、妙岐の鼻で刈取が継続されるA区における出現頻度の高さとの整合的であり、ノハナショウブは土壌攪乱のあるような条件では生育が難しいものと考えられる. ミズオトギリは西村ほか (2012) の調査により、刈取が定期的に行われることで遷移が抑えられている場所に見られることが、コイヌノハナヒゲは貧栄養な条件を好むことが (武内ほか 2012) 報告されており、刈取の継続やそれによるリターの除去によって生育が維持される可能性がある. カモノハシは発芽特性としては春型であると言われており (Nishihira et al. 2004a), 継続刈取区における春季の土壌温度の高さ (App. Fig. 4. 11) が分布に影響しているかもしれない.

一方で、注目種の出現頻度と刈取・火入れ (失火を含む) からの放置年数や管理頻度に対応が確認できなかった種も存在した (App. Fig. 4. 16). クサレダマ、ナガボノワレモコウ、オニナルコスゲ、シロバナサクラタデについては4.3.4にて追記する.

4.3.2 注目種の分布と上層優占種のバイオマスの関係

上層優占種のバイオマスはB区<A区<D区<E区となっており (App. Fig. 4. 10), 継続

刈取の A 区や B 区で上層優占種のバイオマスが小さく、放置年数が大きい E 区ほど上層優占種のバイオマスが大きいという、刈取や失火を含む火入れの履歴との対応が見られた。人為攪乱の影響を受けた上層優占種の繁茂量の違いや、上層優占種の季節変化が注目種の分布に影響している可能性が高い。1 回の刈取ではあるが、優占するガマ属の刈取により翌年や翌々年のガマ属の被度やバイオマスが減少し、その他の種の種数や多様度指数が増加したという結果 (Hall et al. 2008, Lishawa et al. 2015) は、A 区の注目種の種数とバイオマスの関係と一致し、管理が放棄された湿原では植生のバイオマスが大きく、種数や多様度指数が小さいという結果 (Diemer et al. 2001) や、棚田畦畔の刈取を 5 年間放置すると出現種数や多様度が極端に減少したという結果 (飯山ほか 2002) は、C~E 区において刈取頻度が小さい E 区で出現種数が少ない (App. Fig. 4. 4) ことと一致する。植物体の除去によりリター蓄積が抑えられるが (Gibson 2009, Wang et al. 2015), Loydi et al. (2013) は適度なリターは湿地の植物の発芽や定着を促進し、Xiong et al. (2003) はリターが発芽に与える影響は群落のバイオマスが与える影響よりも大きいことを述べている。妙岐の鼻におけるリターの除去が注目種の生育に与える影響についての解明が望まれる。継続刈取区においては種数が少なく、パッチの数、植生タイプの数など生育場の多様性が小さいことともに、非刈取区におけるリターの不均一な蓄積が生育場の多様性を増加させるという報告もある (Deák et al. 2015) が、本研究の結果や既往研究を踏まえると、妙岐の鼻における刈取の継続は絶滅危惧植物の生育を可能にしていると考えてよいだろう。しかし、2005 年度以降の刈取履歴が同様であるにも関わらず上層優占種のバイオマスは A 区よりも B 区で小さく、上層優占種のバイオマスとの関係からは B 区は A 区と同等またはそれ以上の出現種数が予想されるが、B 区では A 区よりも出現種数が少なかった。同じ管理頻度でも異なる条件が影響している可能性があり、その一つとして 2005 年度以前の管理状況の違い (App. Tab. 4. 3) が影響している可能性があるが、10 年以上も前の管理状況が影響を与えているかは疑問が残る。

A 区、B 区、D 区における土壤温度は D 区に比較して継続刈取の A 区、B 区で高く、3 区の間での温度差は晩春に大きかった (App. Fig. 4. 11 (a))。また、日較差も同様の傾向を示した (App. Fig. 4. 11 (b))。これらの結果は、冬季の刈取が土壤温度の上昇と日較差拡大の効果を有しており、刈取が植生に及ぼす効果を土壤温度から議論することが重要であることを示している。A 区と B 区では上層優占種のバイオマスの大小と、土壤温度や日較差に対応が見られず、A 区の方が土壤温度や日較差が大きかった。この結果からは、注目種の出現種数に影響を与えているのはバイオマスよりも土壤温度条件であると推察される。特に、春季の土壤温度はこのような注目種の分布を規定する要因の一つかもしれない。

4. 3. 3 土壤攪乱と注目種の分布

1 区、2 区においては 1 区の出現種数が B 区と同等であり、2 区は 1 区よりも出現種数が少なかったが E 区よりも多くの種数が確認され (App. Fig. 4. 4)、アサマスケ、コシンジュガヤ、マツカサススキなど、1 区、2 区のみに出現し、他区には出現が見られない種が存在し

たことから、コンバインが通過するルートにおける土壌攪乱は、一部の注目種の生育を許容していることが明らかとなった。関岡ほか（2000）は、現行田、休耕田（現行田と同様の管理で稲を植え付けない）、ヨシの低茎草原（刈取あり）、高茎草原（刈取なし）を希少植物の出現の点から比較し、土壌のかき乱しのある休耕田で種数が最も多く、次いで刈取のある低茎草原で多かったことを、稲垣ほか（2007）は、土壌攪乱環境を再現するために湿地ブルドーザを走らせた結果、攪乱依存種であるミズアオイやオオアブノメの生育が誘発されたことを報告している。コンバインによる土壌攪乱と類似した事例として土壌の掘削がある。

Weyembergh et al. (2004) は掘削により多くの希少植物が出現したことを、Tallowin and Smith (2001) は掘削によって増加する種が存在すること報告し、小幡ほか（2012）は、過去の掘削が絶滅危惧植物（トネハナヤスリ、ノカラマツ *Thalictrum simplex* var. *brevipes*, ノウルシ, エキサイゼリ, マイヅルテンナンショウ *Arisaema heterophyllum*, スマアゼスゲ *Carex cinerascens*) の分布に正の効果を示し、それらの種は攪乱依存種であると述べている。コンバインによる土壌攪乱は表層土壌がなくならずかき乱される点が掘削と異なるが、このような攪乱が注目種の生育場を創出している (Buisson et al. 2008) 可能性が高いと考えられる。

土壌温度の平均値や日較差はいずれの季間においても1区と2区間に有意差はなく（いずれも $p > 0.01$ ）、A区やB区と同程度であった (App. Fig. 4. 11 (a), (b))。これらの結果から、冬季のコンバインによる土壌攪乱も土壌温度の上昇と日較差拡大の効果を有しており、それらの条件、特に春季の土壌温度が注目種数に影響を与えている可能性が示唆された。

Patzelt et al. (2001) は、土壌の剥ぎ取りにより絶滅危惧植物を含む種が多数出現したとともに、そのような湿地性種の埋土種子は温度変化に休眠が解除されることを、Nishihira et al. (2004a) はマツカサススキの発芽は春発芽で変温感受性、シロバナサクラタデの発芽は春発芽であり、Nishihira et al. (2004b) は霞ヶ浦の湖岸植生の刈取を行いこれら2種は刈取区のみで出現し、ミズオトギリも春発芽性である (Nishihira et al. 2004a) ことを報告しているように、通路環境における土壌温度やその日較差の大きさは重要であると言える。

コンバインの往復回数は1区で18~20回、2区で51~72回であり (App. Tab. 4. 3)、少ない攪乱頻度で出現するミズチドリ、コシンジュガヤ、マツカサススキ、多い攪乱頻度で出現するナガボノワレモコウ、カモノハシ、両方の攪乱頻度で出現するアサマスゲ、オニナルコスゲ、シロバナサクラタデ、ミズオトギリというように、攪乱強度によって異なる反応を示したことは注目すべき点である。

4.3.4 寒冷地性種とその生育場の特性

北海道・東北地方の標本産地の割合が大きいオニナルコスゲ、クサレダマ、ナガボノワレモコウは (App. Fig. 4. 8)、その分布の特徴から寒冷地性種であると言え、A~E区における出現頻度と刈取・火入れ（失火を含む）からの放置年数に対応が確認されず、C~E区における出現頻度がE区ほど大きく、管理頻度が小さく、放置年数の長い条件ほど出現頻度が高かった種である (App. Fig. 4. 16)。上層優占種のバイオマスが最も大きいE区

(App. Fig. 4. 10) では、上層優占種の繁茂が激しい区ほど、下層は冷涼で日射量も少ない環境であり、本来の分布域に近い条件となっている可能性がある。寒冷地性種の例としてはドクゼリ *Cicuta virosa*, ヌマゼリ *Sium suave* var. *nipponicum*, ヤナギトラノオ *Lysimachia thyrsoiflora*, コバノカモメヅル *Vincetoxicum sublanceolatum*, ヒメナミキ *Scutellaria dependens*, オオマルバノホロシ *Solanum megacarpum*, ツルスゲ *Carex pseudocuraica* などのほか (藤井 1994 ; 1998 ; 2009, 藤井ほか 1999 ; 2007, 藤井・栗林 2000, 梅原・栗林 1991,) , オニナルコスゲ (藤井ほか 2011, 玉城ほか 1969), ナガボノワレモコウ (武内ほか 2012) も寒冷地性種であると言われている。寒地性種であるミズバショウ *Lysichiton camtschatcense* (牧野 2008) はヨシ群落の中でもヨシ密度が比較的高い場所に生育し、夏季のヨシの刈取によるバイオマスの減少によって悪影響を受けることが報告されている (山本 2002)。オニナルコスゲ, クサレダマ, ナガボノワレモコウについてもそのような関係にある可能性がある。シロバナサクラタデの挙動については今後の調査が必要である。以上の議論はオニナルコスゲの A 区や B 区における出現頻度やクサレダマの A 区における出現頻度を無視した議論であり、この点を考慮するには、各種の特性に関する調査、継続刈取区 A 区, B 区と管理頻度が小さい C 区, D 区, E 区の環境条件の違いや各種の特性を今後慎重に検討しなければならない。一般に、湿地は氷期依存種の生育場であり、本来はより北方に生育する寒冷地性種が多く含まれる (藤原 1973, 原口 2008, 大澤 2005)。湿原は多湿、強酸性という植物にとっては厳しい環境条件であるが (藤原 1973), 妙岐の鼻湿原におけるこのような寒冷地性種も最終氷期以降の気候の変化の中で遺存的に残された種かもしれない。

4. 3. 5 刈取と土壌攪乱が春季の植生に与える影響

A 区は出現頻度が高い種が多い、1 区は出現種数が多いが出現頻度は小さい、2 区は出現種数が少なく、高出現頻度の種が限定されるという特徴がみられた (App. Fig. 4. 12)。また、アゼスゲ, ヨシ, チゴザサ, クサレダマなど、人為攪乱の違いによって出現種の出現傾向が異なった (App. Fig. 4. 13) ことから、継続刈取, 攪乱回数の少ない土壌攪乱, 攪乱回数の多い土壌攪乱の条件によって異なる影響が植物に及んでいることが明らかとなった。半自然草原における結果では、耕起区の方が毎年刈取区より出現種数が多かった事例 (小黒・田中 2015) のように、土壌攪乱はその強度によっては出現種数を増加させると考えられる。1 区, 2 区ではヨシやアゼスゲの出現頻度が A 区と比較して小さくなり、2 区ではチゴザサの出現頻度が 1 区, A 区よりも小さくなった。このような出現頻度の高い種が土壌攪乱により減少し、競合する種自体の除去 (Buisson et al. 2008), 高い競争力をもつ種の地下茎や埋土種子の除去 (Buisson et al. 2008, 石井ほか 2011, Weyembergh et al. 2004) などを通して他の種の生育を可能にしていることが示唆される。土壌の表層には有機物や窒素が多く含まれるが (Hütsch 1998 ; Inoue et al. 1987), 土壌の剥ぎ取りにより土壌の貧栄養化が進行する (Rasran et al. 2007, Lueassen et al. 2009, Tallowin and Smith 2001) ことから、土壌攪乱にもそのような効果があるかもしれない。妙岐の鼻で使用されるコンバイン (App. Fig. 3. 3,

App. Tab. 3. 1) に類似した機械による事例が Güsewell and Le Nédic (2004) により紹介されており、刈取に使用するためのキャタピラーのついた機械の使用が出現種数を増加させ、パオニア種の生育を可能にしていると言われている。その機械はコンバインよりもかなり大型だが、妙岐の鼻におけるコンバイン通過の通路も同様な土壌攪乱ではないかと思われる。ヒトの踏圧に対する抵抗力やその後の回復などの反応は植物の生育型によって異なる (Cole 1995) という報告にあるように、出現種の特徴からの分析も今後必要であろう。

1 区でのみ出現が見られたツルマメ *Glycine soja* とアメリカセンダングサ *Bidens frondosa* は一年生草本 (林 2011, 清水ほか 2011, 森田 2012), アメリカセンダングサは帰化植物 (長田 1981, 清水ほか 2011) である。一般に攪乱のある環境では一年生草本の生育が容易になり (森田 2012), その攪乱の大きさによって異なるといわれている (山口 1997, 沼田 1987)。水田畦畔では、新しく整備された畦畔は始めの数年は種数が多いが一年生草本や一年生の帰化植物も多いのに対し、古くから伝統的に整備されてきた畦畔は多年生草本が多いことや (山口 1997), 放棄水田, 道路法面, 刈取地, 造成地, 管理放棄地, 耕地・運動場の植生を比較した結果, 帰化植物は造成地で最も多く, 刈取地で少なかったこと (金子ほか 2009), 夏季のヨシの刈取に続いて耕起, 代掻きを行った場合, 刈取のみの場合よりもヨシが減少し, 一年生の水田雑草が優占種となったこと (山田ほか 2000) が報告されている。また, 地上部が頻繁に破壊される農道, 年一回の刈取のある畦畔, 放棄水田の雑草の特性を比較した根本・大塚 (2004) は, それぞれ小型雑草・木本や大型雑草の芽生えのある不安定な環境, 優占種が優勢であるが多種が含まれる環境, 優占種と蔓性の種が空間をすみ分ける環境であることを, 耕作水田, 休耕田, 土水路, コンクリート三面張り水路の植生を比較した石田ほか (2014) は, 休耕田は耕作水田のように頻繁な攪乱のある環境下では生育が困難な多年草にとってのハビタットであるとともに帰化植物も多く確認されたことを述べている。妙岐の鼻では, 毎年の刈取という比較的軽度の攪乱条件では多年生草本が多く, 1 区ではコンバインの通過による土壌攪乱の強度が一年生草本や帰化植物の生育を可能にしたと考えられるが, 土壌攪乱強度の強い 2 区では出現種数は少なく一年生草本や帰化植物も確認されていない。2 区における土壌攪乱強度は強く, 湿った地面を家畜が頻繁に踏みつけるような泥濘化した地面 (大黒ほか 2015) に近いと考えられ, 攪乱強度が大きいと, オニナルコスゲ, アゼスゲ, ヨシなどの攪乱により減少はするが, 攪乱に対して耐性のある特定の種が生育していると推察される。また, コンバイン通路においては, コンバインのキャタピラーが種子を運搬している可能性も考えられる。湿地の酸性土壌では帰化植物が侵入しにくい (池田ほか 1999, 長田 1981, 小滝・岩瀬 1962) と言われる中で, 帰化植物の侵入には注意する必要がある。車両の走行が土壌の硬化を進め, 植生が回復しなかった事例 (佐々木ほか 2002) もあることから, 今後の動向を追いながらコンバインの使用を計画する必要がある。

種多様度は A 区と 1 区で大きかったことから, 継続刈取 (A 区) や少ない土壌攪乱頻度 (1 区) の攪乱が種の多様性を大きくすることが明らかとなった (App. Fig. 4. 14)。A 区や 1

区の種多様度の大きさは、関岡ほか（2000）による、高茎草原（ヨシの刈取なし）＜現行田＜低茎草原（ヨシの刈取あり）＜休耕田（現行田と同様の管理で稲を植付けない）の順に多様性指数が大きいという報告と整合的である。

被度は A 区で大きく、被度のばらつきは 1 区、2 区で大きかった（App. Fig. 4. 14 (c), (d)）ことから、継続刈取（A 区）という攪乱では被度が維持され、土壌攪乱（1 区、2 区）は植生の被度を減少させるとともに区内の被度のばらつきを大きくすることが明らかとなった。1 区や 2 区では裸地の割合が大きく、A 区、B 区と同程度の土壌温度や日較差が特に春季に特徴的であり（App. Fig. 4. 11）、1 区においては裸地の創出が一年生草本や帰化植物の生育を可能にしたと考えられる（榎本 1997）。Bullock et al.（1995）によると、降雨後の土壌を牛が踏むことで裸地ができ、周辺から他の種が侵入して種構成が変化する。Bullock et al.（1995）、Goldberg and Werner（1983）では、オープンスペースの面積の大小によって種の出現の様子が異なることが言われている。Shi et al.（2010）によると、面積と生育場の異質性の両方が存在することによって種の多様性が増加する。コンバインの通過による裸地の創出と裸地の大小のばらつきも種の多様度を大きくする要因であると示唆された。

刈取によって植生のなくなった地表面では冬季の凍結が促進され、ヨシの初期の生長が阻害されることが言われている（Mook and van der Toorn 1982, Ostendorp 1999）。植生のない 1 区、2 区では冬季の土壌温度の日較差が大きく、凍結頻度は A 区よりも多く、上層優占種の繁茂が抑えられる可能性がある。また、コンバインのキャタピラーによって上層優占種や下層植生の地下茎や根が破壊されるとともに、冬季のコンバインの通過は上層優占種であるヨシの初期の芽を破壊している（Ostendorp 1999）ことも考えられる。土壌攪乱により根茎を分断する効果と埋土種子の発芽を促進する効果も報告されており（山田ほか 2000）、コンバインの通過がどの植物にどのようなダメージを与えるのか、生育を促進するのかについての知見が必要である。攪乱強度と出現種に関するさらなる知見、コンバインの通過が生み出す通路内の物理・化学的環境条件（大黒ほか 2015）の異質性、小幡ほか（2012）が指摘するような周辺地域における種子あるいは栄養繁殖体の供給源の有無や散布能力（Bissels et al. 2004, Boudeltje et al. 2004）も重要な観点であると考えられる。

4.3.6 コケ植物の分布とその生育環境

コケ植物の出現頻度は A 区、B 区で高く、D、E、1、2 区では出現しなかった（App. Fig. 4. 6）。上層優占種のバイオマスは継続刈取の A 区、B 区で小さかった（App. Fig. 4. 10）ことから、コケ植物は上層優占種のバイオマスが小さい条件で生育が可能であると考えられた。数十年放置されたヨシ原での刈取の継続によってコケ植物が生育した事例（Gryseels 1989）とも整合的であり、1 区、2 区ではコケ植物が出現しなかったことから、通路環境ではコケ植物の生育が困難であることが推察された。Wang et al.（2011；2012）は A 区周辺で絶滅危惧植物とコケ植物の関係を調査し、カドハリイ、コイヌノハナヒゲはコケ植物が存在する場所、オニナルスゲ、クサレダマ、ナガボノワレモコウはコケ植物が存在しない場所に生育する

ことを報告している。カドハリイやコイヌノハナヒゲは当てはまるが、B区での出現頻度が高いオニナルコスゲ、A区での出現頻度が高いクサレダマ、ナガボノワレモコウの結果とは一致せず、A区に分布する種であってもより小さいスケールでは生育環境が異なることを示しているだろう。野副ほか(2010)やWang et al.(2011)によるコケ植物の分布域はA区のみであるが、本結果ではB区でも出現頻度が高いことが確認された。

コケ植物は水分の安定化(Ryser 1993, Vitt and Wider 2009)によって他種の発芽や定着に好適な条件を創出すると言われる(Freestone 2006, Parker et al. 1997)。コケ植物の出現頻度が高いA区、B区において注目種の出現種数が多いことは、コケ植物が注目種の生育を促進している可能性を示唆している。

妙岐の鼻で確認されているミズゴケは貧栄養環境で生育が良く、栄養分の含有率が低く分解されにくいことから泥炭を形成しやすく、物質循環を停滞させる(波田 2006)。ミズゴケの生育する湿原では貧栄養な環境に耐えることのできる種が(波田 2006)また、酸性環境を好む種が(原口 2008)生育する。有機物分解の際に生成する有機酸や腐植により酸性化が進み、ミズゴケが生成するミズゴケ酸という有機酸の放出と細胞壁での高いカチオン交換能によるプロトン放出によって土壌を酸性化させる(Bates 2009, Vitt and Wider 2009, Wilschke et al. 1990)。コケ植物が分布するエリアは刈取やミズゴケの生育により貧栄養な環境であり、その特異的な環境が上層優占種の生育を制限したり、注目種の生育を可能にしている可能性がある。妙岐の鼻ではコケ植物の分布が詳細に調査されているが(杉村・鶴沢 2015)、その分布と上層優占種、注目種、人為攪乱の関係についての解明が望まれる。

4.3.7 花期からみた注目種のフェノロジー

ノウルシ、ノハナショウブ、ミズチドリ、クサレダマ、ミズオトギリ、カモノハシ、シロバナサクラタデ、ナガボノワレモコウの花期には一般的な花期とのずれが観察された(App. Fig. 4.9)。上層優占種の被度やバイオマス指数は5月中旬から増加を始め、7~8月に最大値となり(App. Fig. 4.2)、多くの種の花期が通常の花期より早くなる傾向が見られた。野焼きの有無によって発芽時期が異なるヤエムグラ *Galium spurium* var. *echinospermon* (増田 1997)の例のように、注目種は上層優占種の被度やバイオマスの季節変化の影響を受けないように花期のフェノロジーを変化させているかもしれない。花期の早期化は6月中旬~7月中旬に花期を迎えるクサレダマ、ミズオトギリで顕著であり、上層優占種の繁茂が最大となる時期が下層の注目種のフェノロジーに影響を与えていることが示唆された。

4.3.8 水位の影響

Nishihiro et al. (2004b)、Nishihiro and Washitani (2009)は水門操作による霞ヶ浦の水位の上昇が湿生植物に影響を及ぼすことを、水澤ほか(2000)、西村ほか(2012)は、水分条件の差により出現種が大きく変化することを報告している。本研究では水分条件(土壌水分、水位、標高など)に関する現地調査を行っていないが、妙岐の鼻の植生が水分条件によって規定される可能性も大きい(根岸ほか 2002、野副ほか 2010)。聞き取り調査でも、霞ヶ浦

の水位の上昇により標高の低い場所の萱（カモノハシ）の株が腐り、使い物にならない萱になったことが言われている。水分条件との関係に関する考察も今後の課題である。

4.4 本章のまとめ

本章では、環境省レッドリストや関東地方各県のレッドデータブック・レッドリストに掲載されている16種の湿生種を注目種とし、妙岐の鼻の刈取履歴の異なる5区とコンバインの通過回数が異なる2つの区における各注目種の出現頻度の違いを比較した。

刈取履歴の異なる5区の出現種数の比較では、出現種数は刈取が継続される地点ほど多く、刈取の継続は注目種の種数を増加させることが明らかとなった。刈取履歴の異なる5区に出現した注目種の出現頻度の特徴から、刈取が継続される地点ほど出現頻度が大きい種と、刈取が継続される地点で出現頻度が大きい種が、近年刈取がされていない地点を比較すると放置年数が長い地点ほど出現頻度が大きくなる種が存在した。後者のパターンとなった種は、各注目種の標本データの国内分布の特徴から寒冷地性種であることが示され、刈取がされていない地点の環境も好んでいる可能性が考えられた。継続刈取区ではコケ植物が分布しており、コケ植物の分布も注目種の分布を決定していることが示唆された。また、注目種の花期は図鑑で言われる花期との間にずれが見られ、図鑑による花期よりも早くに花期を迎えていることから、ヨシ原の中では7～8月の上層優占種の繁茂を避けるように花期のフェノロジーを変化させていると考えられた。

コンバインの通過回数が異なる2つの区の注目種の出現種数は、通過回数が少ない通路で継続刈取区と同程度の種数が確認されたことから、コンバインの通過による攪乱のある環境においても注目種の出現種数は多いことが明らかとなった。通過回数が少ない通路に分布する種、通過回数が多い通路に分布する種、両方の通路に分布する種など攪乱の程度によって分布が異なっていることが特徴的であった。通路の土壌温度や日較差は継続刈取区と同程度で、土壌温度の高さ、日較差の大きさは特に春季に顕著であった。通路環境における土壌温度の条件も発芽やその後の生育の点から重要なファクターであると考えられた。

継続刈取区、コンバインの通過通路2区における春季の植生調査の結果の比較では、多様性指数は継続刈取区、通過回数が少ない通路で大きかった。被度は継続刈取区で大きく、被度のばらつきは通路環境で大きかった。この結果から、継続刈取区は安定した被度で多様性が大きい、通過回数が少ない通路は裸地の大きさが様々だが、多様性が大きい、通過回数が多い通路は裸地の大きさが様々だが、多様性が小さいという植生の特徴をもつことが示された。継続刈取区では出現頻度が大きい種が、コンバインの通過回数が多くなるほど出現頻度が小さくなる種が見られる一方、その逆の傾向を示す種も存在したことから、それぞれの攪乱条件に合わせて種が分布していることが考えられた。萱やバインダーの運搬という、刈取に付随したコンバインの使用（3章）による攪乱が注目種や多様性指数、被度に影響を与えるという報告例は新しく、今回の知見は湿原管理の新しい手法として応用できるだろう。

5 章 上層優占種と下層優占種のフェノロジー

5.1 方法

5.1.1 調査地の概要

刈取や火入れの履歴の異なる3区(A区, D区, E区)に調査方形区を設置した(App. Fig. 4.1). 過去16年間の履歴については, A区が刈取や火入れを毎年継続している環境, D区は2005年度以前は定期的に火入れが行われていたがその後放置され, 2012年に失火により一度焼失した環境, E区は2005年度以降は刈取が行われず放置されていたが, 2008年に一度刈取が行われた環境である(App. Tab. 4.1). D区とE区は人為攪乱(刈取と火入れ)の頻度は大きく違わないが, 最後の刈取または火入れ(失火も含む)による攪乱からの経過年数はA区(毎年攪乱) < D区(2012年攪乱) < E区(2008年攪乱)の順に長くなる(App. Tab. 4.2). 以上のようにA区, D区, E区の順に最後の攪乱(失火も含む)からの年数が小さくなる.

5.1.2 刈取実験

2年間の継続的刈取がバイオマスやスゲ属の出穂に与える影響を明らかにするため, 次のような実験を行った. D区とE区において, 2m×2mの対照方形区(Dn, En)をそれぞれ3反復, 冬季の地上部の刈取を2季行った2m×2mの処理方形区(Dcc, Ecc)をそれぞれ3反復設置した. 処理区における1回目の刈取は2014年3月27~28日に, 2回目の刈取は2014年12月8~9日に, それぞれ行った(App. Tab. 5.1).

5.1.3 植生調査と土壌温度調査

刈取または火入れ(失火も含む)による攪乱履歴の異なるA区, D区, E区について, 2m×2mの調査方形区(方形区Ac, Dn, En)をそれぞれ3反復設置した. 方形区Acは定期刈取区, 方形区DnとEnは近年の刈取のない対照区である(App. Tab. 5.1). さらに, 新規刈取による影響評価を目的として, D区とE区において2m×2mの刈取処理を施した調査方形区(方形区Dc, Ec)をそれぞれ3反復設置した. これらの方形区の刈取は2014年3月27~28日に行った(App. Tab. 5.1).

上記の調査方形区において2014年4月27日から2014年9月24日にかけて定期的に調査を実施した. 調査にはBroun-Blanquet法による被度階級(+ : 少数個体のみ, 1 : 10%以下, 2 : 10~25%, 3 : 25~50%, 4 : 50~75%, 5 : 75~100%の6階級)を用いて, 各階層ごとの出現種とその被度階級を記録した. 植生構造は春季に1層構造であったものが夏季以降に上層と下層の2層構造に分化するため, その変化に応じて階層分けを行った. 1層構造の場合のデータは, すべて上層に含めて解析を行った.

調査期間中に一度でも被度が3以上を記録した種を優占種とし, 夏季に上層を占める優占種を上層優占種(主にヨシ), 夏季に下層を占める優占種を下層優占種(主にカサスゲ *Carex dispalata*, オニナルコスゲ *Carex vesicaria*, アゼスゲ *Carex thunbergii*, チゴザサ *Isachne globosa*

など)とそれぞれ定めた。ここで定義した下層優占種には、春季の上層・下層が未分化の1層構造期において優占種となるものが含まれている。

Onset社製の土壌温度ロガー (TidbiT v2 Temp Logger) を方形区 Ac, Dn, Dc, En, Ec の地表面に各1個の合計5個を設置し、2時間間隔でデータを取得した。調査は植生調査と並行して2014年4月12日から11月29日にかけて実施した。

夏季上層優占種の被度および高槻・佐藤(2010)の提案した上層優占種のバイオマス指数(式5.1)の検討を行った。後者の指数は上層優占種の被度に群落高を加味したもので、空間内の上層優占種の繁茂量の評価に優れている。

$$(\text{上層優占種のバイオマス指数}(\% \cdot \text{cm})) = (\text{上層優占種の被度}(\%)) \times (\text{高さ}(\text{cm})) \quad \text{式 5.1}$$

上層優占種の被度、上層優占種のバイオマス指数、下層優占種の被度について、各調査方形区における3反復のデータを用いて解析を行った。

ウィルコクソンの符号付き順位和検定法によって、A区、D区、E区の定期的刈取区(方形区 Ac) および対照区(方形区 Dn, En) の3者間での比較、D区における処理区(方形区 Dc) と対照区(方形区 Dn) の2者間での比較、E区における処理区(方形区 Ec) と対照区(方形区 En) の2者間での比較をそれぞれ行った。

土壌温度データの解析は、収集データを春(2014年4月21日~6月9日)、初夏(2014年6月11日~7月30日)、晩夏(2014年8月1日~9月19日)のそれぞれ50日間の3季に分割した。各季には600データ(1日12データ×50日)が得られており、これらの3季のデータについてウィルコクソンの符号付き順位和検定を行った。

5.1.4 スゲ属の出穂

調査2年目の春にあたる2015年5月3日に下層植生に特徴的なオニナルコスゲ *Carex vesicaria* とカサスゲ *Carex dispalata* について、被度の合計(%)と各種の出穂シュート数を計測した。2種の判別は穂形態によるのみ可能であるため、出穂が観察されなかったシュートについては両種を合一した被度データとして取得した。

出穂度を式5.2により与え、各処理下における3反復のデータを用いたが、結果で述べるようにすべての処理において3反復のデータが得られたわけではない。本来であれば、出穂度の分母にはそれぞれの種の被度を用いるべきであるが、上述のように非出穂シュートの種名が特定できないために2種の合計被度を用いた。

$$(\text{各種の出穂度}) = (\text{各種の出穂シュート数}) / (2 \text{種の合計被度}(\%)) \quad \text{式 5.2}$$

5.1.5 上層優占種のバイオマス

4.1.2で定義した、上層優占種のバイオマス指数の正確性を確かめるために、1m×1mの調査方形区を方形区 Ac, Dcc, Dc, Dn, Ecc, Ec, En (App. Tab. 5.1) に3反復設置し、刈取回数が上層優占種のバイオマスに与える影響を評価するため、方形区内の上層優占種のうち、春に新しく出現したシュートを地際で刈取り、前年以前の枯死体を含まない植物体を実験室に持ち帰った。刈取は2015年10月19日に実施した。刈取った上層優占種は60°Cに設定した乾燥

機 (SANYO 社, DRYING OVEN) で完全乾燥させ、秤量した。また、2015 年についても 2015 年 4 月 12 日から 2015 年 10 月 10 日にかけて定期的に上層優占種のバイオマス指数 (5.1.2 参照) を現地にて計測した。上層優占種バイオマス指数の評価にあたっては、刈取が行われず枯死した植物体が含まれる対照区 Dn, En を除く、方形区 Ac, Dcc, Dc, Ecc, Ec のバイオマスのデータを使用した。5 方形区の調査期間内の上層優占種のバイオマス指数の最大値と実際のバイオマスデータを比較した。

5.2 結果

5.2.1 過去の履歴による違い

上層優占種の平均被度は調査期間を通して方形区 $Ac < Dn < En$ の順に大きくなる傾向を示し (App. Fig. 5.1(a)), 上層優占種の平均被度が最大となる季節は方形区 Ac では 9 月上旬, 方形区 Dn では 7 月上旬~9 月下旬, 方形区 En では 6 月上旬~9 月上旬であった。調査期間中の上層優占種の平均被度の最大値は方形区 Dn と En がほぼ同等の値で, 方形区 En の最大値は Ac の最大値の 1.5 倍であった。方形区 Ac と Dn, 方形区 Ac と En の間に有意差が見られたが (それぞれ $p < 0.01$), 方形区 Dn と En には有意差が認められなかった。上層優占種の平均被度の季節変化 (App. Fig. 5.1(a)) は, 方形区 Ac, Dn, En のすべてにおいて 5 月の増加が顕著である。その後, 方形区 Ac では 6~8 月に増加が停滞し, 8~9 月にかけて漸増する。方形区 Dn では 6 月上旬に増加の停滞がみられるが, 6 月下旬に再び急激な増加, そして 7~8 月に増加の再停滞, その後の 8 月下旬から 9 月には顕著な減少が見られた。方形区 En では 6 月以降に増加が停滞し 6 月上旬の値をそのまま維持した。

上層優占種のバイオマス指数の平均値の季節変化 (App. Fig. 5.1(b)) は, 方形区 Ac で 5 月下旬に増加し, 6 月以降は漸増した。方形区 Dn は 5 月上旬から 5 月下旬の期間に一回目の増加が見られ, さらに 6 月中旬から 7 月上旬の期間に二回目の増加が見られた。7 月上旬から 8 月中旬は増加が停滞し, それ以降は顕著な減少傾向を示した。方形区 En では 5 月上旬から 5 月下旬の期間と 7 月上旬から 7 月下旬の期間の 2 回の増加が顕著であったが, 6 月と 8 月は増加が停滞し, 9 月以降は減少した。上層優占種のバイオマス指数の平均値が最大値となる季節は方形区 Ac で 9 月上旬, 方形区 Dn で 7 月上旬~9 月中旬, 方形区 En で 7 月下旬~9 月上旬であった。上層優占種のバイオマス指数の平均値の最大値は方形区 En が最も大きく, 方形区 Ac の最大値の 3.5 倍, 方形区 Dn の最大値の 1.4 倍であった。方形区 Ac と Dn, 方形区 Ac と En, 方形区 Dn と En の間にそれぞれ有意差が見られた (それぞれ $p < 0.01$)。

下層優占種の平均被度の季節変化 (App. Fig. 5.2) は, 方形区 Ac では 6 月中旬までにアゼスゲが大きな値を示し, その後の 7 月以降に急激に減少したが, カモノハシとチゴザサの平均被度は 7 月下旬まで増加した後に 9 月上旬に減少する変化を示した。方形区 Dn では 6 月中旬までオニナルコスゲの平均被度が大きく, 7 月以降は多少の増加はあるものの減少傾向を示したが, チゴザサは調査期間を通して増加した。方形区 En ではカサスゲの平均被度が 5 月中旬

までに急増し、その後も大きな値を維持した。上層優占種の平均被度の急増は、方形区 Ac で 5 月下旬までの期間に、方形区 Dn と En で 5 月中旬までの期間に、それぞれ見られた (App. Fig. 5. 1(a)). この期間は植生の上層と下層が未分化な時期であり、同時期に方形区 Ac でアゼスゲの平均被度が、方形区 Dn でオニナルコスゲの平均被度が、方形区 En でカサスゲの平均被度がそれぞれ急増しており、この期間における上層優占種の平均被度の急増はスゲ類によるものである。その後の方形区 Ac での 7 月以降の上層優占種の平均被度の増加、方形区 Dn での 6 月中旬以降の上層優占種の平均被度の増加は、おもにヨシの生長によるものである。

季節別の土壌温度の平均値は方形区 Ac, Dn, En のいずれにおいても春から晩夏への季節の進行につれて高くなった (App. Fig. 5. 3(a)). 方形区 Ac の土壌温度の平均値は方形区 Dn および方形区 En の二つと比較して高く、春では方形区 Dn より 4.7°C, 方形区 En より 4.4°C 高かった ($p < 0.01$). 初夏の方形区 Ac は方形区 Dn より 2.3°C, 方形区 En より 2.2°C 高かった ($p < 0.01$). 晩夏になると方形区 Ac は方形区 Dn より 1.2°C, 方形区 En より 0.8°C 高く ($p < 0.01$), 季節の進行とともに 3 地点の土壌温度の平均値の差は小さくなった。なお、方形区 Dn と方形区 En の間では晩夏のみで有意差 ($p < 0.01$) が見られ、春と初夏は有意ではなかった。

季節別の土壌温度の日較差の平均値 (App. Fig. 5. 3(b)) は、方形区 Ac では調査季節を通じて大きく、とりわけ春に顕著であった。方形区 Dn と方形区 En では地温の日較差に大きな差は見られなかったが、両方形区とも春に日較差量が大きくなった。方形区 Ac と Dn, En の差は春で 11.7°C, 初夏で 3.3~3.4°C, 晩夏で 3.1~3.4°C であり、全季節を通じて方形区 Ac で他の方形区よりも日較差が大きかった ($p < 0.01$). 方形区 Dn と方形区 En の間ではすべての季節で有意差が見られなかった ($p < 0.01$).

5. 2. 2 刈取実験

1 回の刈取処理により上層優占種の平均被度およびバイオマス指数の平均値に若干の減少が見られたが (App. Fig. 5. 4), 有意差は見られなかった (いずれの場合も $p < 0.01$).

刈取処理区 Dc と Ec の季節別の土壌温度の平均値は対照区 (Dn と En) に比べて高い値を示した (App. Fig. 5. 5(a)). 刈取処理区と対照区との差は D 区において 0.88°C (晩夏) ~3.0°C (春), E 区において 0.24°C (晩夏) ~2.1°C (春) であった。検定の結果、D 区では春, 初夏, 晩夏の 3 季すべてにおいて、E 区では春と初夏の 2 季において有意差が認められた (いずれの場合も $p < 0.01$). 刈取処理の土壌温度への影響は D 区で大きく、春に顕著であった。土壌温度の日較差の平均値 (App. Fig. 5. 5(b)) は、D 区, E 区ともに処理区 (Dc, Ec) の方で大きく、処理区 (Dc, Ec) および対照区 (Dn, En) のすべてで春 > 晩夏 > 初夏の順に日較差が小さくなる傾向を示した。対照区との差は D 区で 1.9°C (初夏) ~8.9°C (春), E 区で 0.59°C (初夏) ~5.1°C (春) となり、D 区では春, 初夏, 晩夏の 3 季すべてにおいて、E 区では春と晩夏の 2 季において、それぞれ有意差が見られた (いずれも $p < 0.01$).

各調査区 3 反復中、方形区 Dcc3 の 1 方形区、方形区 Ecc と方形区 Ec の 3 方形区、方形区 En の 2 方形区でオニナルコスゲの出穂が、方形区 Dcc の 3 方形区、方形区 Dc の 2 方形区、

方形区 Dn の 1 方形区, Ecc の 2 方形区でカサスゲの出穂が観察されなかったため, これらの方形区ではスゲの種類が特定できなかった. そのため, 出穂度の平均値の計算には, 出穂が確認された方形区のデータのみを使用した (App. Tab. 5. 2). D 区のオニナルコスゲの出穂度の平均値は 2 回刈取方形区 Dcc (n=2) > 1 回刈取方形区 Dc (n=3) > 対照方形区 Dn (n=3) の順に大きく, 2 回刈取方形区 Dcc は対照方形区の約 13 倍, 1 回刈取方形区 Dc は対照方形区 Dn の 3.6 倍, カサスゲは 1 回刈取方形区 Dc (n=1) > 対照区 Dn (n=2) の順に大きく, 1 回刈取方形区 Dc は対照区の 1.3 倍であった (App. Tab. 5. 2). 同様に E 区においては, オニナルコスゲの出穂は 2 回刈取方形区 Ecc, 1 回刈取方形区 Ec で観察されず, カサスゲの出穂度の平均値は 2 回刈取方形区 Ecc (n=1) < 1 回刈取方形区 Ec (n=3) < 対照方形区 En (n=3) の順に大きく, 2 回刈取方形区 Ecc は対照方形区の約 0.083 倍, 1 回刈取方形区 Ec は対照方形区 En の 0.91 倍であった (App. Tab. 5. 2).

5.2.3 上層優占種のバイオマス

上層優占種のバイオマスの平均 (App. Fig. 5. 6) は方形区 Ac < Dn < En の順に大きく, 刈取回数の違いをみると, D 区では 1 回刈取方形区 Dc > 2 回刈取方形区 Dcc > 対照区 Dn, E 区では 1 回刈取方形区 Ec > 対照区 En > 2 回刈取方形区 Ecc の順に上層優占種のバイオマスが大きかった. 上層優占種のバイオマスの平均と上層優占種のバイオマス指数の平均には相関 (相関係数 0.6) が見られ (App. Fig. 5. 7), 上層優占種のバイオマス指数の平均が大きいほど上層優占種のバイオマスも大きいという関係性が得られた.

5.3 考察

5.3.1 管理頻度と上層優占種の被度・バイオマス指数

刈取が継続される方形区 Ac で上層優占種の平均被度やバイオマス指数が小さく, 刈取停止後 10 年 (6 年前に一度刈取あり) の方形区 En で上層優占種の平均被度やバイオマス指数が大きいという結果が得られた (App. Fig. 5. 1). また, 実際のバイオマスも方形区 Ac で小さく, 方形区 En で大きかった (App. Fig. 5. 6). 西村ほか (2012) は刈取が 10 年程度行われなかったヨシ原では被度が減少して遷移の進行したことを明らかにしている. 一方, 野副ほか (2010) による妙岐の鼻における 2006 年の調査結果では, ヨシの被度は Ac < Dn < En の順に大きい. また, 吉田・西山 (2008) も隔年刈取区に比べて放置区の被度が大きい傾向にあることを報告している. 本研究の結果は, 放置によって被度が増加するという吉田・西山 (2008) の報告や野副ほか (2010) と同様の結果となり, 西村ほか (2012) の報告とは整合しない. 刈取がバイオマスに与える影響について, Deák et al. (2015) は約 50 年間の継続刈取区と刈取の履歴のないヨシ原の比較により, 継続刈取区のバイオマスが小さいことを報告しているが, Björndahl (1985), McKean (2001), Poulin and Lefebvre (2002) は刈取が継続されるヨシ原では, バイオマスが刈取区で大きい傾向があることを報告しており, 本研究の結果と異なる報告も多い. 優占種の被度やバイオマスの減少・増加については, 植生遷移および植生退行の両面から検討

する必要がある。西村ほか（2012）の調査例については管理の放置に伴う植物相の変化から、乾性遷移が進行してヨシの被度が減少した可能性が推察される。本研究の調査地では刈取停止とその後の放置に伴ってヨシーカモノハシ群落からヨシーカサスゲ群落への変化が報告されていることから（中田ほか 2009）、ヨシーカモノハシ群落によって特徴付けられる A 区では植生の遷移段階が刈取によって退行していることが強く示唆される。刈取（および刈取停止）の効果は当該群落の遷移段階や系列の違いによって優占種であるヨシの被度やバイオマスを増加させる場合と減少させる場合の両方があると理解するのが妥当であろう。

5.3.2 管理が放置された地点における刈取処理の効果

刈取処理区 (Dc, Ec) と対照区 (Dn, En) の上層優占種の平均被度やバイオマス指数の平均値に有意差はなかった ($p > 0.01$) ことから、1 回限りの冬季刈取り効果は小さいことが明らかとなった。一方、バイオマスでみると、シュートのバイオマスは、2 回刈取方形区 (方形区 Dcc, Ecc) は 1 回刈取方形区 (方形区 Dc, Ec) より小さく、1 回刈取方形区 (方形区 Dc, Ec) は対照区 (方形区 Dn, En) よりも大きかった (App. Fig. 5.6) ことから、1 回の刈取では上層優占種のバイオマスが増加し、2 回目の刈取で減少することが明らかとなった。

1 回の刈取の効果については、Granéli (1989) は 30 年以上放置されたヨシ原における刈取でバイオマスが増加したことを、Ostendorp (1995a ; 1999) と Zheng et al. (2015) は 1 回の刈取によりバイオマスの最大量が増加したことを報告しており、一回目の刈取ではバイオマスが増加する傾向にあることを支持している。しかし、同地で刈取を実施した結果について、Wang et al. (2015) は刈取中止から 5 年が経過した地点における冬季の刈取で 5 月のヨシの被度が約 20% 減少したと報告している。本研究においても、1 回の刈取によって 5 月の被度に若干の減少が見られるが、調査期間を通じた評価では被度の有意差がみられなかったことから、季節変化からの評価は重要であると考えられる。1 回以上の刈取の効果について Maron and Jefferies (2001) は、5 年間の刈取でバイオマスが減少したことを報告している。一方、Gryseels (1989) は、刈取中止から数十年が経過したヨシ原において、冬季の刈取を 5 年間継続した結果、ヨシの 7~8 月の被度が増加することを示し、Hansson and Granéli (1984) は草原生態系において 4 年間の刈取でバイオマスが増加することを報告しており、刈取によりバイオマスが減少するケースと増加するケースの両方が存在する。Gryseels (1989) の調査は刈取中止からの経過年数が長い調査地における 5 年間の継続刈取実験である点が本研究と異なっており、刈取はヨシ群落の履歴や刈取の継続年数によって異なった効果をもたらすと考えられる。本研究ではシュート密度の計測を行っていないため比較はできないが、刈取の履歴のないヨシ原における冬季の刈取でシュート密度が増加した (Ostendorp 1995a, Ostendorp et al. 1995) という報告や、継続刈取区におけるシュートの密度は非刈取区よりも大きい (Björndahl 1985, Cowie et al. 1992, McKean 2001) という報告がある。刈取による形態の変化が上層優占種の被度やバイオマス指数に影響を与えている可能性も考えられる。Tanaka et al. (2007) の実験では、枯れたヨシの茎が折れる (本研究における刈取と同様の処理) と酸素供給が増加し、バイオマスが増加するが、

Haslam (1970) により、その切り口が水没した場合には酸素供給量の低下を通して、シュート生長を抑制する要因となることが指摘されている。このような刈取に伴う植物体の破壊の点からの考察も必要だろう。

5.3.3 管理頻度と上層優占種のフェノロジー

人為攪乱（失火を含む）からの放置年数が大きいほど上層優占種の平均被度、上層優占種のバイオマス指数の平均値が大きくなり、上層優占種の平均被度が最大となる時期が早まった（方形区 Ac で9月上旬、方形区 Bn で7月上旬～9月下旬、方形区 En で6月上旬～9月上旬に最大となった、App. Fig. 5.1(a)）。これらのことから、妙岐の鼻での継続的な刈取は同地における優占種の繁茂量を減少させる効果を有しており、春～初夏のスゲ属（植生が1層期の優占種）と晩夏のヨシ（2層期の上層優占種）の両方に影響を与えることが明らかになった。継続的刈取（方形区 Ac）では上層優占種の平均被度の最大時期が9月に遅延したことは、継続的刈取によって優占種であるヨシの生長遅延が起こった可能性が示唆される。上層優占種のフェノロジーが下層植生の構成種に多大な影響をもたらすことは広く知られており（深田・亀山 2001, 守山 1998）、刈取の効果を優占種のフェノロジーの面から理解することは非常に重要である。

Ho (1979) は、富栄養な環境ではヨシの群落高が高く、同時に夏までのバイオマス増加量が大きいことを報告している。刈取により植物体は湿原外に持ち運ばれ、火入れは灰を系外に流亡させる。このような植物体の除去によりリター蓄積が抑えられ（Gibson 2009, 路川・前田 1994, Deák et al. 2015, Wang et al. 2015）、貧栄養な環境が創出される（原口 2008）。リター蓄積とともに栄養状態を示す電気伝導度の値が大きくなることが知られており（加藤・谷地 2003）、妙岐の鼻においても電気伝導度の値はA区がその周囲と比較して小さいことが報告されている（中田 2010, 野副ほか 2010）。堆積物表層の栄養塩の減少には継続的な刈取が必要であり（Ostendorp 1995b）、方形区 Ac における上層優占種のバイオマス指数の平均値の最大値が小さいのは、継続的刈取がリターの蓄積に乏しい環境をもたらしている可能性がある。また、方形区 Ac に特徴的な下層植生であるチゴザサーアゼスゲ群集は、カサスゲ群集よりも貧栄養な立地に生育することが知られている（宮脇 1989, 宮脇・奥田 1990, 奥田 1978, 奥田・瀬沼 2001, 下田 1996）。方形区 Ac では継続的な刈取りが、貧栄養性のチゴザサーアゼスゲ群集が、方形区 En では刈取りが行われないことによって富栄養性のカサスゲ群集が分布するのかもしれない。一方、4年間の冬季の刈取では栄養状態は大きく変化しないという報告や（Hansson and Granéli 1984, Maron and Jefferies 2001）、刈取を行うと有機物や全窒素、全リンが増加するという報告（Ostendorp et al. 1995）、同地においても土壌水の栄養塩類（NH₄-N, NO₃-N, K⁺）や全窒素は方形区 Ac, Dn, En で有意差はないという報告（野副ほか 2010）もある。今回の調査では刈取によるリター減少と貧栄養化の調査を行っていないため、これらの関係について今後の調査が必要である。富栄養湖水が増水時に供給される妙岐の鼻において（中田 2010）、ヨシの生長やスゲ属の分布に影響を与えるほどの養分欠乏が刈取によってもたらされている

かについては今後慎重に検討しなければならない。

5.3.4 上層優占種のバイオマス指数の有効性

上層優占種のバイオマス指数とバイオマスの相関 (App. Fig. 5.7) により, ヨシの優占する湿原において被度と高さのデータからバイオマスをある程度推定できることが示された. 実際のバイオマスを計測するよりも被度と高さの値からバイオマス指数を求める方が容易であるとともに, 上層優占種のバイオマス指数を使用することで植物体を非破壊で計測可能である. フェノロジーを明らかにするような調査においては特に有効であり, 上層優占種のバイオマス指数をバイオマスの指標として使用することの有効性が確認された.

5.3.5 下層優占種への効果

下層優占種のスゲ属については, アゼスゲが方形区 Ac で, オニナルコスゲが方形区 Dn で, カサスゲが方形区 En で, それぞれ優占していた (App. Fig. 5.2). これら3種の植物体は, アゼスゲ<オニナルコスゲ<カサスゲの順に大形となる (牧野 2008, 佐竹ほか 1999). 継続的刈取が10年間停止した方形区 (En) では上層優占種のバイオマス指数が大きく (App. Fig. 5.1 (b)), その下層で優占した大形種のカサスゲには強い耐陰性が知られている (波田ほか 2001). Wang et al. (2015) による同地の観測では, 刈取処理によって植生の上層から下層までのすべての高さにおいて相対光量子束密度が大きくなり, 野副ほか (2010) による同地の観測による下層の相対光量子束密度は, 方形区 Ac (71%) > Dn (62%) > En (53%) の順に大きい. 上層優占種のバイオマス指数が大きい方形区 En ではアゼスゲやオニナルコスゲの生育が困難な光条件となっていることが推察される. 一方, 小形のアゼスゲは (App. Fig. 5.2) 上層優占種の生長が遅延する期間 (5月) に最大の被度となり, 上層優占種の被度が大きくなる6月に急速に衰退するという晩春型のフェノロジーを示した. 継続的刈取が上層優占種の生長遅延をもたらした結果, 晩春型のアゼスゲの生育が許容されていると考えられる.

しかし, 中~大形のスゲ属植物であるオニナルコスゲやカサスゲが継続的刈取区 (Ac) において優占できない理由については, 上層優占種の被度データからの説明ができない. これら2種は植物体サイズが大きい継続的刈取に対しては脆弱な可能性があり, スゲ属3種の刈取耐性について明らかにする必要がある. また, 攪乱は植物間の競争を緩和することが知られており (Keddy 2000), 継続的刈取を通して小形種のアゼスゲと中~大形種のオニナルコスゲやカサスゲとの競争の緩和がもたらされている可能性があり, 種間競争の観点からの調査も必要だろう.

カサスゲの平均被度は5月中旬~9月はほぼ一定しているのに対してオニナルコスゲの平均被度は5月中旬~6月上旬が最大でそれ以降に減少することから (App. Fig. 5.2), カサスゲは通季型のフェノロジーを, オニナルコスゲは初夏型のフェノロジーを, それぞれ有していると考えられる. 2期の刈取によりカサスゲの出穂度は減少し, オニナルコスゲの出穂度は増加したが (App. Tab. 5.2), こうした生活史戦略の違いによる刈取耐性の違いが2期刈取実験におけるオニナルコスゲとカサスゲの出穂度の異なる反応を招いた可能性がある. 今回の実験と調査

では冬期のデータを取得していないが、これら 2 種の常緑性スゲへの刈取影響を評価するには、冬期の葉群フェノロジーの把握が必要である。

刈取と下層植生の関係を理解するためには、上層種との関係（上層の被度と下層種の耐陰性）、各種のフェノロジー特性と刈取耐性、競合を通じた相互作用、そしてそれらのフェノロジーについての把握が不可欠である。この研究からは、刈取効果が上層優占種のフェノロジーを通して下層植生に影響を与えていることが示唆され、これまで十分に注意を払われなかったフェノロジーに焦点を当てた研究の推進が必要と考えられる。

5.3.6 管理履歴および刈取処理と土壤温度

土壤温度は方形区 Dn, En に比較して継続刈取の方形区 Ac で高く、春に顕著であった (App. Fig. 5.3(a)). また、日較差も同様の傾向を示した (App. Fig. 5.3(b)). さらに、刈取処理では土壤温度の上昇と日較差の増大が観察された (App. Fig. 5.5). 同地で刈取実験を行った結果では、4~5月に観測された日較差が対照区と比較して 3.2°C 高く (Wang et al. 2015), 本研究の結果より差が小さいものの土壤温度の日較差は大きい。また、Nishihira et al. (2004) は、霞ヶ浦の湖岸植生帯で数年間刈取を行うことでギャップを形成させた結果、土壤温度の日較差が特に春季に見られるようになったことを報告している。これらを踏まえると、冬季の刈取は土壤温度の上昇と日較差拡大の効果を有し、それらは春に顕著であることが明らかである。この原因としては、刈取による枯死植物体の除去が土壤表面の露出度を高めることで、日中は陽光が土壤表面によく到達し、夜間は裸出した土壤表面からの放射冷却効果が大きくなることが理由と考えられる。刈取によって冬季の地表面の凍結が促進され、ヨシの初期の生長が阻害される (Mook and van der Toorn 1982, Ostendorp 1999) ことも知られている。刈取による冬季の土壤温度の日較差 (冬季の凍結の促進) がヨシの春季の生長を遅らせている可能性も考えられる。ヨシ刈りと火入れが継続されている鶺鴒地区のヨシ原 (大阪府淀川) では、春植物であるトネハナヤスリ *Ophioglossum namegatae* や、ノウルシ *Euphorbia adenochlora* の高密度群落知られている (梅原・栗林 1991, 藤井 1994, 梅原 2001)。また、同じくヨシ刈りや火入れが継続されている渡良瀬遊水地 (栃木県, 群馬県, 埼玉県および茨城県の県境域) では、春~初夏型の生活史を送るトネハナヤスリ, ノウルシ, エキサイゼリ *Apodicarpum ikenoi*, ハナムグラ *Amsonia elliptica*, ヒキノカサ *Ranunculus ternatus*, コイヌガラシ *Rorippa cantoniensis* などの希少植物が知られており (小幡ほか 2012), 春季の土壤温度はこのような希少植物の高密度群落や大群落の成立を促進する一つの要因かもしれない。

5.4 本章のまとめ

本章では、妙岐の鼻で伝統的に継続されてきた萱の刈取が上層優占種, 下層優占種の被度やバイオマス指数, それらの季節変化に与える影響を報告するとともに, 刈取が行われなくなった場所における 2 年間の刈取実験が上層優占種の被度やバイオマス指数, バイオマスにどのような変化を及ぼしたかを報告した。刈取が継続されている地点では上層優占種の被度, バイ

オマース指数, バイオマスが小さく, 最終の管理からの年数が大きい地点ほどそれらの値が大きかったことから, 妙岐の鼻では刈取の継続によって上層優占種の繁茂が抑えられていることが示された. 上層優占種の平均被度が最大となる時期にも管理履歴が影響しており, 継続的な刈取は春~初夏のスゲ属 (植生が1層期の優占種) と晩夏のヨシ (2層期の上層優占種) の両方に影響を与えることが明らかになった. 継続的刈取 (方形区 Ac) では上層優占種の平均被度の最大時期が9月に遅延していることは, 継続的刈取によって優占種であるヨシの生長が遅延し, 晩春型のアゼスゲの生育を許容していると考えられた.

刈取が行われなくなった2地点における2年間の刈取実験の結果, 上層優占種のバイオマスは1年目の刈取で増加したが, 2年目の刈取で減少した. 1年目の刈取でバイオマスが増加することは他の報告と一致するが, 2年目の刈取でバイオマスが減少することは本研究により明らかにされた貴重な結果である. 3年目以降の刈取実験にも注目する必要があるが, このような刈取の継続によって, 継続刈取区のような植生に近づくと考えられる.

下層植生の調査から, カサスゲは通季型のフェノロジーを, オニナルコスゲは初夏型のフェノロジーを, それぞれ有していた. このような生活史戦略の違いが2年間の刈取実験におけるオニナルコスゲとカサスゲにおける出穂度の異なる反応を招いた可能性がある. また, 継続刈取区における土壌温度とその日較差の大きさ, 刈取実験における刈取区での土壌温度とその日較差の大きさに関する知見は, 刈取が植生に及ぼす効果について, 土壌温度上昇と日較差増大の面からの再検討を迫るものである.

6章 これからの管理に向けて

6.1 萱の刈取

6.1.1 生態学的視点から

継続刈取区では調査期間における上層優占種の被度とバイオマス指数の最大値が他区と比較して小さかったことから、刈取の継続によってヨシ繁茂が抑えられていることが示された。枯死体を含まないバイオマスと比較すると、1回の冬季の刈取では非刈取区より上層優占種のバイオマスが大きく、2回の冬季の刈取で小さくなった。既往研究の結果も踏まえると、2回以上の刈取によって上層優占種のバイオマスが小さくなると考えられ、刈取の継続が上層優占種の被度やバイオマス指数を低く保つことが示唆された。また、継続刈取区では春季の上昇優占種の被度とバイオマス指数の増加量が小さかったことから、刈取の継続によってヨシの生長が遅延し、上層優占種のバイオマスやその季節変化の違いが下層植生構成種やそれらの季節変化、絶滅危惧植物の開花の時期にも影響を与えた可能性が示唆された(4章, 5章)。絶滅危惧植物の種数は継続刈取区で多く、刈取中止区では少なかったが、刈取中止区では継続刈取区とは異なる絶滅危惧種が生育した(4章)。絶滅危惧植物の種数を多く保つことを目標とした場合、妙岐の鼻の中をいくつかに分けし、上層優占種のバイオマスが異なる状態になるように管理することが有効であると考えられる。管理頻度によって上層優占種のバイオマスが変化するという関係性を利用し、刈取回数や刈取のインターバルの年数を調節することによって上層優占種のバイオマスの多様性や絶滅危惧植物の多様性を保つことが可能である。刈取作業が人によって多少異なっていることも(3章)継続刈取区内の多様性の増大につながるだろう。

6.1.2 生業(刈取を行う3名)の視点から

萱の刈取は古くから生業として継続されてきた。カモノハシを主体とするシマガヤを萱の販売目的として生産するには、前年の古い植物体のない萱である必要があるが、商品価値のあるシマガヤはA区とB区(App. Fig. 4.1)の付近の刈取継続場でのみ生産できる(注1)。本研究の結果からは、刈取の継続による上層優占種のバイオマスの減少がカモノハシを増加させている関係性が得られ(4章)、商品価値のある萱を生産するためには刈取の継続必要であることが調査結果からも示された。また、古くから続くシマガヤの刈取の文化という点からは、かつてのように妙岐の鼻全面刈取が望まれる。今後の需要の増加による、生産規模の拡大が必要な場合には、商品価値がない萱となっている場所において継続的に刈取を実施したり、夏季に刈取を行って上層優占種の繁茂を抑えたりする方法が有効である(Gryseels 1989b, 日置ほか 2001, Hosoi et al. 1998, 細井ほか 1998, 山田ほか 2000, 山本 2002)と考えられる。

刈取の継続には、萱の利用先である重要文化財やその葺き替えを行う葺き替え職人の存在がなければ成立しない。茅葺き屋根職人は高齢化により減少を続けており、近年は茅葺き屋根職人の不在により葺き替えが進まなかったケースや萱の取引が困難になることが多くなった(注

2). 山本 (2011) の事例のような職人の育成も期待される。また、萱を刈取る権利は浮島地区の住人のみにあり、その権利は浮島地区在住の長男にのみ譲渡される (植松 2008)。萱の刈取を継続していくにはこのようなシステムの見直しも必要かもしれない。

6.2 コンバインの使用

6.2.1 生態学的視点から

コンバインは萱の運搬や萱を刈取るためのバインダーを運搬するために使用される (3章)。コンバインの使用は近年約 20~30 年間の事象であり、妙岐の鼻における萱の刈取の歴史の中では新しい変化である。コンバインが通過するとキャタピラーによる土壌攪乱が起こるが (3章)、その通路では刈取区と異なる絶滅危惧植物が多く見られ、通過回数が少ない北ルートは絶滅危惧種の種数は刈取区と同程度であった。通過回数が少ない北ルートは通過回数が多い南ルートと比較して出現種数や多様度指数が大きく、攪乱強度の違いで結果が異なった。コンバインの通過は植被を減少させ、各ルート内の植被のばらつきを大きくした。コンバインの通過によって植生が破壊され裸地ができるが、そのような環境を好む種の生育により刈取区とは別の植生となっており、結果としてコンバインの使用は妙岐の鼻の種多様性を増加させる点で評価される。ただし、北ルートで外来種の侵入が見られたことから、今後のモニタリングが必要であり、南ルートでの春季の限定的な出現種の観測結果からは (4章)、現在の通過回数以上の南ルートの使用は避けたほうがよいと考えられる。刈取場までのルートをランダムにすることによって攪乱の行き過ぎを防ぐことができる。コンバインの使用に際しては、コンバインの大きさや型式が違ったり (3章)、運転方法が異なることにより場の多様性が変化すると思われる。機械の使用やその通過回数の違いで湿原の種多様性が変化するという報告例は少なく、妙岐の鼻におけるコンバインの使用による新たな環境の創出は注目されるべき点である。

6.2.2 生業 (刈取を行う 3 名) の視点から

コンバインによるバインダーや萱の運搬は、作業効率の面から必要不可欠である (注 3)。限られた作業日数の中、最短ルートを通ることは生業的視点から当然のことである。コンバインの運転に関しては、水分が多い部分を通ると機械がぬかるみから出られなくなる危険性があり (注 4)、走行の安全性が重視される。機械の通過が困難な水路に橋を設け、別の最短ルートを通るようにしてもいいかもしれない。

6.3 ヤーラモシ (火入れ)

妙岐の鼻において、火入れは部分的に、2005 年度まで継続されていた。本研究では火入れに関する調査を行っていないが、火入れは植生の焼失やリターの除去による光環境の改善、地温の上昇 (Gibson 2009, 守山 1988, 津田 2009)、化学的環境の変化 (Laubhan 1995)、灰の堆積による植物の発芽の促進 (Hille and den Ouden 2005)、種構成の変化や種多様性の増加を引き起こす (Ishida et al. 2008, McWilliams et al. 2007, Middleton et al. 2006)。妙岐の鼻における火

入れはカモノハシの生育を促進し、他種の生育を可能にする (Wang et al. 2015). また、火入れは刈取よりも粗放的な管理方法 (有田ほか 2000) として有効であると考えられる. 生態学的視点からは、かつて行われていた部分的な火入れの再開が望まれる.

妙岐の鼻では火入れをヤーラモシと言っている. 萱の刈取を行っている 3 名はヤーラモシの再開を切望している (注 5). ヤーラモシには翌年の萱の生育を良くする効果があり, 良質な萱を採取するには必要不可欠である (注 6, 植松 2008). また, 萱の束をつくったものの, 商品価値のない, 枯死体の多い束をその場に放置することは刈取継続場であっても萱の生育を阻害する (注 7). しかし, ヤーラモシはコジュリンやオオセッカの生息に悪影響を及ぼすという意見により中止された (植松 2008, 路川ほか 1992). 一方で, コジュリン, オオヨシキリの繁殖テリトリーには野焼きの影響は確認されず, オオセッカが好むのは刈取によって維持されるヨシーカモノハシ群落 (5.2.1) である (根岸ほか 2002) という報告とは一致しない. 刈取や野焼きと鳥類の関係についてさらなる知見が必要であるとともに, 飛散する灰への対処, 実施主体の明確化 (植松 2008) など問題点の解決が急がれる.

6.4 生業の継続と生態学的な管理の融合

妙岐の鼻では, 萱の刈取の変化として刈取面積の減少, 萱の利用先の変化として茅葺き屋根材から重要文化財への変化, 刈取方法の変化として手作業から農業機械の使用への変化が起き, それぞれ社会的背景や技術の進歩に合わせて生業の仕方を変化させてきた. 近年はヤーラモシの中止という新たな変化が起こっている. こうして現在では一部の場所で刈取が継続的に行われ, 近年は管理を行わない場所が増加してきた. 本研究による生態学的な調査の結果, 管理の変化は上層優占種の生態を変化させることによって, 湿原内の諸環境を変化させ, 下層植生や絶滅危惧植物の生育にも影響を与えるという知見が得られた. 生業に関するこのような変化と, それによる植物の応答が妙岐の鼻における半栽培の関係 (黒田 2010, 宮内 2009) を成立させている.

萱の刈取や機械の使用による今後の管理方法のあり方は, 生業的視点と生態学的視点から見た場合, 両者を満たす場合と満たさない場合が存在する. 両者の折り合いをつけていく方法として, 宮内 (2013) は順応的ガバナンスを提唱している. 生業的視点と生態学的視点の折り合いをつけるには, 順応的ガバナンスの観点から, 何に価値を置くかについての柔軟性, 人と自然の関わり方の状況に応じた柔軟性, 担い手の柔軟性などを変化させていくこと (宮内 2013) が求められる. そのような試行錯誤を繰り返す中で, 本研究の結果を踏まえ, これまでの妙岐の鼻の萱の文化を継承しつつ, 新たな人と自然のかかわりが生み出されていくことを望む.

注 1,3-6 宮本氏, 村野氏, 根本氏への聞き取りによる.

注 2 宮本氏, 根本氏への聞き取りによる.

注 7 参与観察, 根本氏への聞き取りによる.

謝辞

指導教員である斎藤馨先生には、毎日自由に研究ができるような環境を用意してくださり、興味のある研究を思う存分させていただきました。日々の研究のご指導はもちろん、ゼミでは何度も同じ内容を議論していただきました。ひとと自然の両方の面からの考察が行えたのも、斎藤先生のご指導あってのことだと思います。大学院の2年間では、研究のみならず様々なイベントに参加させていただき、運営側の経験も多くさせていただきました。斎藤研の学生とともに楽しい時間を過ごさせていただきました。ご指導ありがとうございました。

人間環境大学の藤井伸二先生には調査の設定から現地調査、分析、考察まで、研究に関するあらゆるご指導をいただきました。愛知から茨城まで何度も現地調査に来てくださり、調査をしながらの勉強、結果を見ながらの勉強、引用の不十分さ、研究に対する心構えなど、今後なかなか経験できないようなご助言をいただきました。特に植物の同定については今後身に着けなければならないスキルだと思っています。時に厳しいご指導もありがとうございました。

生物圏情報学分野の山本博一先生には斎藤研との合同ゼミにおいて、数々のご助言をいただきました。回答に困るような質問が多く、とても勉強させていただきました。自然環境評価学分野の福田健二先生、生物圏機能学分野の奈良秀一先生、生物圏機能学分野の鈴木牧先生には、長時間にわたっての結果や考察のご指導、乾燥機や分析機械、図鑑の貸借など多大なるご支援をいただきました。先生方のご協力なしでは分析に困ることが多かったと思います。自然環境変動学分野の須貝俊彦先生には、地形や堆積に関するご助言を何度もいただきました。興味があった分、結果にまとめることができなかつたことを残念に思っています。工学系研究科都市工学専攻の寺田徹先生には、斎藤研との合同ゼミや研究相談でお世話になりました。中間発表で内容に対してコメントいただいたことがとても嬉しかったです。納得のいくまとめになっているかは疑問ですが、自然環境構造学分野の山室真澄先生には、妙岐の鼻を始めに紹介していただき、この研究が始まりました。現地調査にもご協力いただき、感謝しております。

新領域創成科学研究科自然環境学専攻の安部雄大さん、大西鮎美さん、内田竜嗣さん、于添さん、塩見直希さん、藤川直人さん、辻周真さん、中村英史さんには刈取りや現地調査の手伝いに来ていただきました。猛暑の8月や極寒の12月にも現地に来ていただき、その件については申し訳なく思っています。特に、大西鮎美さんには日の出から日の入りまで何日も協力いただき、感謝があふれます。土壌サンプリングや猛暑の長時間労働の場面では大西さんの生命力に感心した次第です。君はすごいぞ！同研究室の松崎花さんには発表前の英語の修正のお願いに快く対応していただき、日常においてもその寛容に感謝がつきません。同研究室研究員の浜泰一氏には、データの分析方法など、急なお願いに対して即座にアドバイスいただき感謝しております。一部私からのおもしろい返事があり、楽しんでいただけたようでよかったです。新保奈穂美さん、長濱和代さん、大塚啓太さんにも普段からご指導いただきました。自然環境構造学分野修了生の谷口無我さんにはこれからの行動について相談、アドバイスをいただき感謝しております。自然環境

変動学分野の佐々木夏来さんにはコースゼミで毎回コメントをいただき、励まされました。ピートサンプラーの使い方についてもご親切にいただき嬉しかったです。

根本常雄様、根本登様、宮本育幸様、村野光男様には、突然の連絡にもかかわらず、快く聞き取り調査を引き受けていただき感謝しております。本修士論文を深めることができたのも皆様のご協力あってのことです。各ご家庭の奥様方にも親切にいただき、楽しい調査ができました。作業の観察では浜田様、根本繁様にもお世話になりました。代々伝承される萱の刈取を担われる皆様の考えや行動に尊敬するとともに、今後の萱場の維持にも興味を持たせていただきました。葺き替え職人であった根本常雄様が調査期間中にお亡くなりになりました。茅葺きの文化を支えて来られた方が旅立たれ、浮島も含め、萱場や茅葺きに対して何か貢献したいという思いが強くなりました。これから活動を進めたいと思っていますので皆様にもご協力いただきたく思います。

独立行政法人水資源機構の石塚泰信様、信田玲佳様、田作光良様には調査地の調整や各種データを提供いただきました。調査の基礎となるデータは本研究に必要不可欠でした。

特定非営利活動法人エコミュゼ美浦の西木和彦様には草刈機の提供とともに刈取りの手伝いに来ていただきました。各種イベントにも誘ってくださり、良い経験をさせていただきました。株式会社裕心の馬淵裕之様、中泉様には土壌攪乱実験のための重機作業をしていただきました。このような支援をしてくださる方々に支えられて本研究を遂行することができました。

東邦大学理学部生命圏環境科学科保全生態学研究室の西廣准教授には貴重な文献の数々を提供いただくとともに、結果に関するコメントをいただきました。

筑波大学生命環境科学研究科の河内敦先生には、卒業研究に引き続き、研究の相談をさせていただきました。投稿論文の修正時期にも寛容に対応してくださりました。

ミラ（ダイハツ）には現地調査で毎回お世話になりました。長距離移動には向かない車かもしれませんが、私の強いアクセルの踏み具合にも対応していただきました。

以上の方々と修士の2年間を支えてくれた両親に深く感謝の意を表します。

これからも引き続き、自然環境に関わることができることに嬉しさを感じ、楽しみが待っています。修士の2年間での経験を活かして取り組んで参りたいと思います。



朝露でビショビショになった早朝 7:30 に撮影（2015年6月30日）

引用文献

- 赤桐毅一 (1993) 日本の湖沼の最近約百年間の変化. 地質学論集, 39:137-158
- 安藤一男 (1992) 珪藻遺骸群集の推移からみた霞ヶ浦の古環境変換. 第 220 回地質調査所研究発表会講演要旨, 103
- 安藤邦廣 (1983) 茅葺きの民俗学—生活技術としての民家. はる書房, 東京
- 有田博之, 友正達美, 河原秀聡 (2000) 粗放管理による農地資源保全. 農業土木学会論文集, 209:109-117
- Bates J. W. (2009) Mineral nutrition and substratum ecology. Bryophyte biology second edition (edited by Goffinet Bernard and Shaw A. Jonathan), 299-356, Cambridge university press, Cambridge
- Bissels Stephanie, Hölzel Norbert, Donath Tobias W., Otte Annette (2004) Evaluation of restoration success in alluvial grasslands under contrasting flooding regimes. Biological conservation, 118:641-650
- Björndahl Gunnar (1985) Influence of winter harvest on stand structure and biomass production of the common reed, *Phragmites australis* (Cav.) trin. ex Steud. in Lake Tåkern, southern Sweden. Biomass, 7:303-319
- Boedeltje Ger, Bakker Jan P., Brinke Albert Ten, van Groenendael Jan M., Soesbergen Amrtin (2004) Dispersal phenology of hydrochorous plants in relation to discharge, seed release time and buoyancy of seeds: the flood pulse concept supported. Journal of ecology, 92:786-796
- Buisson Elise, Anderson Sean, Holl Karen D., Corcket Emmanuel, Hayes Gray F., Peters Alain, Dutoit Thierry (2008) Reintroduction of *Nassella pulchra* to California coastal grasslands: Effects of topsoil removal, plant neighbor removal and grazing. Applied vegetation science, 11:195-204
- Bullock J. M., Hill B. Clear, Silvertown J., Sutton M. (1995) Gap colonization as a source of grassland community change: effects of gap size and grazing on the rate and mode of colonization by different species. Oikos, 72:273-282
- 著者不詳 (1981) 武蔵大学日本民俗史演習調査報告IV 四ヶの生活と伝承—茨城県稲敷郡桜川村四ヶ—. 絢文社, 東京
- Cole David N. (1995) Experimental trampling of vegetation. 2. Predictors of resistance and resilience. Journal of applied ecology, 32:215-224
- Costanza Robert, d'Arge Ralph, de Groot Rudolf, Farber Stephen, Grasso Monica, Hannon Bruce, Limburg Karia, Naeem Shahid, O'Neill Robert V., Paruelo Jose, Raskin Robert G., Sutton Paul, van den Belt Marjan (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature, 387:253-260
- Cowie Neil R., Sutherland William J., Dithlago Marks K. M., James Robert (1992) The effects of conservation management of reed beds. 2. The flora and litter disappearance. Journal of applied ecology, 29:277-284
- Deák Balázs, Valkó Orsolya, Török Péter, Kelemen András, Tóth Katalin, Miglécz Tamás, Tóthmérész Béla (2015) Reed cut, habitat diversity and productivity in wetlands. Ecological complexity, 22:121-125
- Diemer Matthias, Oetiker Karin, Billeter Regula (2001) Abandonment alters community composition and canopy structure of Swiss calcareous fens. Applied vegetation science, 4:237-246
- 独立行政法人水資源機構 (2002) 平成 13 年度妙岐の鼻測量業務測量成果簿
- 独立行政法人水資源機構 (2003) 平成 15 年度妙岐の鼻測量業務測量成果簿

- 独立行政法人水資源機構 (2013) 妙岐の鼻地区環境調査業務報告書
- 独立行政法人水資源機構 (2014) 妙岐の鼻地区環境調査業務報告書
- 独立行政法人水資源機構 (2015) 妙岐の鼻地区環境調査業務報告書
- 榎本敬 (1997) 日本の雑草の起源と多様化. 雑草の自然史—たくましさの生態学 (山口裕文編), 17-34, 北海道大学出版会, 札幌
- 藤井伸二 (1994) 琵琶湖岸の植物—海岸植物と原野の植物. 植物分類地理, 45(1):45-66
- 藤井伸二 (1998) 滋賀県で生育が再確認されたヌマゼリの生態. 植物分類地理, 49:201-204
- 藤井伸二 (1999) 絶滅危惧植物の生育環境に関する考察. 保全生態学研究, 4:57-69
- 藤井伸二 (2009) 植物からみた琵琶湖・淀川水系の特性. とりもどせ! 琵琶湖・淀川原風景 (西野真智子編), サンライズ出版, 彦根, 68-80
- 藤井伸二, 栗原実 (2000) 琵琶湖におけるヤナギトラノオの分布. 水草研究会会報, 70:17-19
- 藤井伸二, 永益英敏, 栗原実 (1999) 近畿地方新産のヤナギトラノオとその分布. 植物分類地理, 50:142-145
- 藤井伸二, 西川博章, 栗原実 (2007) 近畿地方新産のツルズグとその分布および生態. 分類, 7:43-49
- 藤井伸二, 山本和彦, 市川正人, 山脇和也 (2011) オニナルコスゲ (カヤツリグサ科) を三重県から記録する. 分類, 11(2):155-160
- 藤原一絵 (1973) 湿原の植物社会. 植物社会学, 58-65
- Freestone Amy L. (2006) Facilitation drives local abundance and regional distribution of a rare plant in a harsh environment. Ecology, 87(11):2728-2735
- 深田健二, 亀山章 (2001) 雑木林における林床植物の生活史戦略と植生管理に関する研究. 日本緑化学会誌, 37(1):8-13
- Gibson D. J. (2009) Grasses and grassland ecology. Oxford University press, Oxford
- Goldberg Deborah E., Werner Patricia A. (1983) The effects of size of opening in vegetation and litter cover on seedling establishment of goldenrods (*Solidago* spp.). Oecologia, 60:149-155
- Granéli Wilhelm (1989) Influence of standing litter on shoot production in reed, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel. Aquatic Botany, 35:99-109
- Gryseels Machteld (1989a) Nature management experiments in a derelict reedmarsh. 1: effects of winter cutting. Biological conservation, 47:171-193
- Gryseels Machteld (1989b) Nature management experiments in a derelict reedmarsh. 2: effects of summer mowing. Biological conservation, 48:85-99
- Güsewell Sabine, Le Nédic Christophe (2004) Effects of winter mowing on vegetation succession in a lakeshore fen. Applied vegetation science, 7:41-48
- 埴泉嶺 (1926) 茨城縣稲敷郡郷土史. 宗教新聞社, 茨城
- Hall Steven J., Linding-Cisneros Roberto, Zedler Joy B. (2008) Does harvesting sustain plant diversity in central Mexican wetlands? Wetlands, 28(3):776-792
- Hansson Lars-Anders and Granéli Wilhelm (1984) Effects of winter harvest on water and sediment chemistry in a stand of reed (*Phragmites australis*). Hydrobiologia, 112:131-136
- 原口昭 (2008) 湿地生態系の化学的攪乱と植物遷移. 攪乱と遷移の自然史—「空き地」の植物生態学 (重定南奈子, 露崎史朗編), 127-148, 北海道大学出版会, 札幌
- Haslam Sylvia M. (1970) The performance of *Phragmites communis* Trin. in relation to water-supply. Annals of botany, 34:867-877
- 波田善夫 (2006) コケ植物とその生育環境—生態屋から見た独断的コケ植物の姿—. 岡山コケの会ニュース, 22:28-31
- Hawke C. J., José P. V. (1996) Reedbed management for

- commercial and wildlife interests. The loyal society for the protection of birds, Sandy
- 林弥栄 (2011) 日本の野草. 山と溪谷社, 東京
- 日置佳之, 水谷義昭, 太田望洋, 舘野真澄, 鈴木明子 (2001) ヨシ群落の潜在的植物相の把握に関する研究. ランドスケープ研究, 64(5):565-570
- 平井幸弘 (1989) 日本における海跡湖の地形的特徴と地形発達. 地理学評論, 62A(2):145-159
- 平井幸弘 (2006) 霞ヶ浦の湖岸・沿岸帯における人為的要因による環境変化. 第四紀研究, 45(5):333-345
- Hille Marco, den Ouden Jan (2005) Charcoal and activated carbon as adsorbate of phytotoxic compounds – a comparative study. Oikos, 108:202-207
- 平野敏明 (2008) 越冬期におけるチュウヒの採餌環境選択. Bird research, 4:A9-A18
- 人見暁郎 (1980) 常陸風土記入門. 敬文館, 茨城
- Hosoi Y., Kido Y., Miki M., Sumida M. (1998) Field examination on reed growth, harvest and regeneration for nutrient removal. Water science technology, 38(1):351-359
- 細井由彦, 城戸由能, 三木理弘, 角田政毅 (1998) 刈り取りによる栄養塩除去を目的としたヨシの成長過程に関する現地観測. 土木学会論文集, 594, VII (7):45-55
- Ho Y. B. (1979) Shoot development and production studies of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel in Scottish lochs. Hydrobiologia, 64:215-222
- Hütsch B. W. (1998) Tillage and land use effects on methane oxidation rates and their vertical profiles in soil. Biology and fertility of soils, 27:284-292
- 茨城大学教育研究所 (1953) 茨城県郷土研究. 茨城教職員組合, 茨城
- 茨城県 (2013) 茨城県における絶滅のおそれのある野生生物 (植物編) 2012 年改訂版. 茨城県生活環境部環境政策課, 水戸
- 井手任 (2006) 農村の景観構造と生物相の保全. 景観生態学, 10(2):71-74
- 飯山直樹, 鎌田磨人, 中川恵美子, 中越信和 (2002) 棚田畦畔の構造および草刈りの差異が植物群落に及ぼす影響. ランドスケープ研究, 65(5):579-584
- 池田佳子, 荒木佐智子, 村中孝司, 鷺谷いづみ (1999) 浚渫土を利用した水辺の植生復元の可能性の検討. 保全生態学研究, 4:21-31
- 稲垣栄洋, 栗山由佳子, 前島固女, 石上恭平 (2007) 湿地ブルドーザを利用した攪乱依存型絶滅危惧植物ミズアオイとオオアブノメ群落保全の取り組み. 日本緑化工学会誌, 33(1):235-238
- Inoue R. S., Huntly N. J., Tilman D., Tester J. R. (1987) Pocket gophers (*Geomys bursarius*), vegetation, and soil nitrogen along a successional sere in east central Minnesota. Oecologia, 72:178-184
- Ishida Shinya, Nakashizuka Tohru, Gonda Yutaka, Kamitani Tomohiko (2008) Effects of flooding and artificial burning disturbances on plant species composition in a downstream riverside floodplain. Ecological research, 23:745-755
- 石井潤, 橋本瑠美子, 鷺谷いづみ (2011) 渡良瀬遊水地の湿地再生試験地における初期の植生発達. 保全生態学研究, 16:69-84
- 一色史彦, 今瀬文也 (1992) ふるさと住まい探訪—茨城の民家 I 農家編. 茨城新聞社出版局
- 井内美郎, 斎藤文紀 (1993) 霞ヶ浦. URBAN KUBOTA, 32:56-63
- Kadoya Taku, Takenaka Akio, Ishihama Fumiko, Fujita Taku, Ogawa Makoto, Katuyama Teruo, Kadono Yasuro, Kawakubo Nobumitsu, Serizawa Shunsuke, Takahashi Hideki, Takamiya Masayuki, Fujii Shinji, Matsuda Hiroyuki, Muneda Kazuo, Yokota Masatsugu, Yonekura Koji, Yahara Tetsukazu (2014) Crisis of Japanese vascular flora shown by quantifying extinction risks for 1618 taxa. PLoS ONE, 9(6):e98954
- 金子是久, 三村啓太, 天野誠, 長谷川雅美 (2009) 千葉

- 県白井市における管理形態の異なる草地の植物相。景観生態学, 14(2):163-176
- 環境省 (2015) 改訂・日本の絶滅のおそれのある野生生物—レッドデータブック 2014 植物 I. 自然環境研究センター, 東京
- 加藤和弘, 谷地麻衣子 (2003) 里山林の植生管理と植物の種多様性および土壌の化学性の関係. ランドスケープ研究, 66(5):521-524
- Keddy, Paul. A. (2000) Wetland Ecology -principles and conservation. Cambridge University Press, Cambridge
- Köbbing J. F., Thevs N., Zerbe S. (2013) The utilization of reed (*Phragmites australis*): a review. Mires and Peat, 13(1): 1-14
- 小黒和也, 田中健太 (2015) 土壌攪乱と刈取りが半自然草原の低茎草本多様性に与える効果. つくば生物ジャーナル, 14:13
- 小滝一夫, 岩瀬徹 (1962) 帰化雑草の生態. 雑草研究, 1:67-70
- 久保純子 (2007) 「常総の内海」香取平野の地形と歴史時代における環境変遷. 中世東国の内海世界—霞ヶ浦・筑波山・利根川, 39-64, 高志書院, 東京
- 栗林実 (1999) 琵琶湖沿岸の植物の現状と保全. 琵琶湖研究所所報, 16:78-85
- 黒田暁 (2010) 半栽培から引き出される資源管理の持続性: 宮城県北上川河口地域における人々とヨシ原のかかわりから. 法政大学サステナビリティ研究, 1:163-177
- Laubhan Murray K. (1995) Effects of prescribed fire on moist-soil vegetation and soil macronutrients. Wetlands, 15(2):159-166
- Lishawa Shane C., Lawrence Beth A., Albert Dennis A., Tuchman Nancy C. (2015) Biomass harvest of invasive *Typha* promotes plant diversity in a Great Lakes coastal wetland. Restoration ecology, 23(3):228-237
- Loydi Alejandro, Eckstein R. Lutz, Otte Annette, Donath Tobias W. (2013) Effects of litter on seedling establishment in natural and semi-natural grasslands: a meta-analysis. Journal of ecology, 101:454-464
- Lucassen Esther C. H. E. T., Eygensteyn Jelle, Bobbink Roland, Smolders Alfons J. P., Van de Riet, Bas P., Kuijpers Dimphy J. C., Roelofs Jan G. M. (2008) The decline of metallophyte vegetation in floodplain grasslands: Implications for conservation and restoration. Applied vegetation science, 12:69-80
- 牧野厚史 (2008) ヨシ帯保全における自然と人間の適度な関係. 滋賀大学環境総合研究センター研究年報, 5(1):1-12
- 牧野富太郎 (2008) 新牧野日本植物図鑑. 北隆館, 東京
- Maron John L., Jefferies Robert L. (2001) Restoring enriched grasslands: Effects of mowing on species richness, productivity, and nitrogen retention. Ecological applications, 11(4):1088-1100
- 増田理子 (1997) ヤエムグラにおける発芽二型の進化. 雑草の自然史—たくましさの生態学 (山口裕文編), 北海道大学出版会, 札幌, 150-164
- McKean S. G. (2001) Productivity and sustainable use of *Phragmites australis* in the Fuyeni reedbed—Hluhluwe-Umfolozi Park- Management guidelines for harvest. South African journal of botany, 67:274-280
- McWilliams Scott R., Sloat Todd, Toft Catherine A., Hatch Daphne (2007) Effects of prescribed fall burning on a wetland plant community, with implications for management of plants and herbivores. Western north American naturalist, 67(2):299-317
- 路川宗夫, 前田修 (1994) 妙岐の鼻湿原の植生. 筑波の環境研究, 15:67-83
- 路川宗夫, 西広淳, 前田修 (1992) 霞ヶ浦湖岸妙義の鼻の植物相. 筑波の環境研究, 14:71-78
- Middleton Beth A., Holsten Bettina, van Diggelen Rudy (2006) Biodiversity management of fens and gen meadows by grazing, cutting and burning. Applied vegetation science, 9:307-316

- 三上修, 高橋雅雄 (2013) 湿性草原の環境変化に対する鳥類の応答: 仏沼干拓地における 1998 年と 2010 年の比較. 山階鳥学誌, 44, pp67-78
- Mitsch William J. (2005) Wetland creation, restoration, and conservation: A Wetland invitational at the Olentangy River Wetland Research Park. *Ecological engineering*, 24:243-251
- 宮内泰介 (2009) 「半栽培」から考えるこれからの環境保全. 半栽培の環境社会学—これからの人と自然 (宮内泰介編), 1-20, 昭和堂, 東京
- 宮内泰介 (2013) 「ズレ」と「ずらし」の順応的ガバナンスへ. なぜ環境保全はうまくいかないのか—現場から考える「順応的ガバナンス」の可能性, 318-327, 新泉社, 東京
- 宮脇昭, 奥田重俊 (1990) 日本植物群落図説. 至文堂, 東京
- 宮脇昭 (1989) 日本植生誌関東. 至文堂, 東京
- 水澤智, 中本学, 森本幸裕 (2000) 土壌シードバンクによる低湿地植生復元に関する研究. 日本緑化学会誌, 25(4):321-326
- Mook J. H. and van der Toorn (1982) The influence of environmental factors and management on stands of *Phragmites australis*, 2. Effects on yield and its relationships with shoot density. *Journal of applied ecology*, 19:501-517
- 森田竜義 (2012) 帰化植物の生活史戦略—なぜ帰化植物になることができたか? 帰化植物の自然史—侵略と攪乱の生態学 (森田竜義編), 3-40, 北海道大学出版会, 札幌
- 守山弘 (1988) 自然を守るとはどういうことか. 農山漁村文化協会, 東京
- 守山弘 (1998) 生物の生息地としての里山. ランドスケープ研究, 61(4):281-283
- 長田武正 (1981) 原色日本帰化植物図鑑. 保育社, 大阪
- 中静透 (2005) 生物多様性はなぜ大切か? 昭和堂, 京都
- 中田達 (2010) 湖岸湿原における水・物質循環と水質浄化機能の研究—霞ヶ浦妙岐の鼻湿原を事例として—. 東京大学大学院農学生命科学研究科生物・環境工学専攻博士論文
- 中田達, 塩沢昌, 吉田貢士 (2009) 霞ヶ浦妙岐の鼻湿原における水位変化と水循環. 水文・水資源学会誌, 22:456-465
- 根岸盛雄, 武田浩一, 丹羽賢一 (2002) 妙岐の鼻の鳥類調査. 水の技術, 9:28-37
- 根本正之, 大塚広夫 (2004) 管理条件の違いが谷戸地形における水田周辺の雑草群落に及ぼす影響. 雑草研究, 49(3):184-192
- Nishihiro Jun, Araki Sachiko, Fujiwara Nobuo, Washitani Izumi (2004a) Germination characteristics of lakeshore plants under an artificially stabilized water regime. *Aquatic botany*, 79:333-343
- Nishihiro Jun, Miyawaki Shigenari, Fujiwara Nobuo, Washitani Izumi (2004b) Regeneration failure of lakeshore plants under an artificially altered water regime. *Ecological research*, 19:613-623
- Nishihiro Jun, Washitani Izumi (2009) Quantitative evaluation of water-level effects on “regeneration safe-sites” for lakeshore plants in Lake Kasumigaura, Japan. *Lake and reservoir management*, 25:217-223
- 西川嘉廣 (2002) ヨシの文化史—水辺から見た近江の暮らし—. サンライズ出版, 彦根
- 西村大志, 西川博章, 浜端悦治, 藤井伸二, 深町加津枝, 森本幸裕 (2012) 西の湖におけるヨシ群落の管理頻度と植生変化の関係. ランドスケープ研究, 75:435-440
- 西野麻知子 (2008) 内湖の生物多様性保全・修復に向けて. 滋賀大学環境総合研究センター研究年報, 5(1):13-30
- 野口如月 (1916) 稲敷郡誌. いばらき新聞龍ヶ崎出張所, 茨城
- 野副健司, 西廣淳, ホーテス・シュテファン, 鷺谷いづ

- み (2010) 霞ヶ浦湖岸「妙岐の鼻湿原」における植物の種多様性指標としてのカモノハシ. 保全生態学研究, 15:281-290
- 沼田真 (1987) 植物生態学論考. 東海大学出版会, 神奈川
- 小幡智子, 石井潤, 角谷拓, 鷺谷いづみ (2012) 渡良瀬遊水地における過去の掘削履歴が絶滅危惧植物の現在の分布に及ぼす影響と影響評価地図. 保全生態学研究, 17:221-233
- 奥田重俊 (1978) 関東平野における河辺植生の植物社会学的研究. 横浜国立大学環境研紀要, 4:42-112
- 奥田重俊, 瀬沼賢一 (2001) 日本の湿地生大型スゲ群落の植物社会学的体系. 奥田重俊先生退官記念論文集, 47-60
- 大黒俊哉, 吉原佑, 佐々木雄大 (2015) 草原・草地の攪乱. 草原生態学—生物多様性と生態系機能, 39-68, 東京大学出版会, 東京
- 大澤雅彦 (2005) 植物群落モニタリングのすすめ—自然保護に活かす『植物群落レッドデータブック』, 講談社サイエンティフィク, 東京
- Ostendorp Wolfgang (1995a) Effect of management on the mechanical stability of lakeside reeds in Lake Constance-Untersee. Acta oecologica, 16:277-294
- Ostendorp Wolfgang (1995b) Impact of winter reed harvesting and burning on the nutrient economy of reed beds. Wetlands ecology and management, 3(4):233-248
- Ostendorp Wolfgang (1999) Management impacts on stand structure of lakeshore *Phragmites australis*. International review of hydrobiology, 84:33-47
- Ostendorp Wolfgang, Iseli Christoph, Krauss Manfred, Krumscheid-Plankert Priska, Moret Jean-Louis, Rollier Maurice (1995) Lake shore deterioration, reed management and bank restoration in some Central European lakes. Ecological Engineering, 5(1):51-75
- Ounsted and Madgwick (2008) Healthy Wetlands, healthy people. Report of the Shaoxing City symposium, Wetlands international
- Patzelt Annette, Wild Ulrich, Pfadenhauer Jörg (2001) Restoration of wet fen meadows by topsoil removal: Vegetation development and germination biology of fen species. Restoration ecology, 9(2):127-136
- Poulin Brigitte and Leefebvre Gaëtan (2002) Effect of winter cutting on the passerine breeding assemblage in French Mediterranean reedbeds. Biodiversity and conservation, 11:1567-1581
- Rasran L., Vogt K., Jensen K. (2007) Effects of topsoil removal, seed transfer with plant material and moderate grazing on restoration of riparian fen grasslands. Applied vegetation science, 10:451-460
- 李參熙, 山本晃一, 島谷幸宏, 萱場祐一 (1996) 多摩川扇状地河道部の河道内植生分布の変化とその変化要因との関連性. 環境システム研究, 24:26-33
- Russi D., ten Brink P., Farmer A., Badura T., Coates D., Förster J., Kumar R., Davidson N. (2012) The economics of ecosystems and biodiversity for water and wetlands. Final consultation draft
- Ryser Peter (1993) Influence of neighbouring plants on seedling establishment in limestone grassland. Journal of vegetation science, 4:195-202
- 阪口豊 (1974) 泥炭地の地学—環境の変化を探る. 東京大学出版会, 東京
- 斎藤員郎 (1977) 湿原の遷移. 群落と遷移とその機構, 44-53, 朝倉書店, 東京
- 佐野静代 (2008) 「里湖」研究の意義—水辺の「二次的自然」をめぐる—. 滋賀大学環境総合研究センター一年報, 5(1):31-37
- 佐野静代 (2011) 琵琶湖岸村落の「文化的景観」の全体構造—滋賀県高島市針江地区の「里湖」と「里川」—. 琵琶湖と人の環境史 (水野章二編), pp.239-258, 岩田書院, 東京
- 佐々木真二郎, 近藤哲也, 松島肇 (2002) 北海道石狩海岸における車両の走行が植生と土壌に及ぼす影響.

- 日本緑化工学会誌, 28(2):342-352
- 佐竹義輔, 北村四郎, 富成忠夫, 大井次三郎, 亙理俊次 (1999) 日本の野生植物—草本 I 単子葉類. 平凡社, 東京
- 佐竹義輔, 北村四郎, 富成忠夫, 大井次三郎, 亙理俊次 (1999) 日本の野生植物—草本 II 離弁花類. 平凡社, 東京
- 佐竹義輔, 北村四郎, 富成忠夫, 大井次三郎, 亙理俊次 (1999) 日本の野生植物—草本 III 合弁花類. 平凡社, 東京
- 関岡裕明, 下田路子, 中本学, 水澤智, 森本幸裕 (2000) 水生植物および湿生植物の保全を目的とした耕作放棄水田の植生管理. ランドスケープ研究, 63(5):491-494
- Shi Jianmin, Ma Keming, Wang Jifeng, Zhao Jingzhu, He Kate (2010) Vascular plant species richness on wetland remnants is determined by both area and habitat heterogeneity. Biodiversity conservation, 19:1279-1295
- 清水矩宏, 広田信七, 森田弘彦 (2011) 日本帰化植物写真図鑑—Plant invader 600 種—. 全国農村教育協会, 東京
- 清水義彦, 小葉竹重機, 古川武志 (2002) 出水によるハリエンジュ樹林地の破壊とその規模推定に関する考察. 水工学論文集, 46:935-958
- 下田路子 (1996) 抽水植物の特性. 河川環境と水辺植物—植生の保全と管理—, 40-54, ソフトサイエンス社, 東京
- 杉村康司, 鶴沢美穂子 (2015) 茨城県妙岐ノ鼻 (浮島湿原) のヨシ群落の立地指標としてのコケ植物. 保全生態学研究, 20:27-34
- 鈴木開 (2015) 霞ヶ浦妙岐の鼻湿原における江戸時代中期以降の火入れと植生変遷. 千葉大学園芸学部緑地環学科卒業論文
- 高槻成紀, 佐藤雅俊 (2010) モンゴル森林ステップ帯の草本類のバイオマス推定. 麻生大学雑誌, 21/22:9-11
- 武内和彦, 鷺谷いづみ, 恒川篤史 (2012) 里山の環境学. 東京大学出版会, 東京
- Tallowin J. R. B., Smith R. E. N. (2001) Restoration of a *Cirsio-Molinietum* fen meadow on an agriculturally improved pasture. Restoration ecology, 9(2):167-178
- 玉城松栄, 秋山茂雄, 里見信生 (1969) 日本産スゲ属植物の分布 (二). 金沢大学理学部植物園年報, 2:26-73
- Tanaka Norio, Yutani Kentaro, Aye Thidar, Jinadasa K. B. S. N. (2007) Effect of broken dead culms of *Phragmites australis* on radial oxygen loss in relation to radiation and temperature. Hydrobiologia, 583:165-172
- Tansley (1923) Practical plant ecology. George Allen & Unwin, London
- 豊田麻衣, 池田宏 (2003) 霞ヶ浦湖岸平野の形成過程. 筑波大学陸域環境研究センター報告, 4:61-73
- Trnka Alfréd, Peterková, Prokop Pavol, Batáry Péter (2014) Management of reedbeds: mosaic reed cutting does not affect prey abundance and nest predation rate of reed passerine birds. Wetlands ecology and management, 22:227-234
- 津田智 (2009) 火入れで維持される半自然草原—埋土種子集団の役割. 発芽生物学—種子発芽の生態・生理・分子機構, 221-226, 文一総合出版, 東京
- 塚本善弘 (2007) 「コモンズ」としてのヨシ原生生態系活用・保全の論理・展開・課題—北上川河口域をフィールドとして—. アルテスリバラレス (岩手大学人文社会科学部紀要), 81:179-202
- 植松拓理 (2008) ひとと自然のかかわりからみた霞ヶ浦・妙岐の鼻の生態系保全. 東京大学大学院新領域創成科学研究科社会文化環境学専攻修士論文
- 梅原徹, 栗林実 (1991) 減びつつある原野の植物. Nature study, 37(8):87-91
- 梅原徹 (2001) 隣接個体法による低湿地性絶滅危惧種の生育環境把握. 奥田重俊先生退官記念論文集「沖積地植生の研究」, 141-146

- Vitt Dale H., Wider R. Kelman (2009) The structure and function of bryophyte-dominated peatlands. Bryophyte biology second edition (edited by Goffinet Bernard and Shaw A. Jonathan), 357-391, Cambridge university press, Cambridge
- Wade P. M. (1993) General biology and ecology of aquatic weeds. Aquatic weeds (edited by Pieterse, A. H. and Murphy, K. J.), 17-30, Oxford science publications, New York
- Wang Zhe, Nishihiro Jun, Washitani Izumi (2011) Facilitation of plant species richness and endangered species by a tussock grass in a moist tall grassland revealed using hierarchical Bayesian analysis. Ecological research, 26:1103-1111
- Wang Zhe, Nishihiro Jun, Washitani Izumi (2012) Regeneration of native vascular plants facilitated by *Ischaemum aristatum* var. *glaucum* tussocks: an experimental demonstration. Ecological research, 27:239-244
- Wang Zhe, Nishihiro Jun, Washitani Izumi (2015) Effects of traditional vegetation usage and management on the growth of facilitator keystone species in a moist tall grassland. Landscape ecological engineering, 11:101-109
- Weyembergh Gisèle, Godefroid Sandrine, Koedam Nico (2004) Restoration of a small-scale forest wetland in a Belgian nature reserve: a discussion of factors determining wetland vegetation establishment. Aquatic conservation: Marine and freshwater ecosystems, 14:381-394
- Whittaker Robert (1970) 4. Production. Communities and ecosystems, The Macmillan Company, London, pp.76-104
- Wilschke Jürgen, Hoppe Elke, Rudolph Hansjörg (1990) Biosynthesis of sphagnum acid. Bryophytes: their chemistry and chemical taxonomy (edited by Zinsmeister H. D. and Mues R.), 253-263, Oxford University Press, Oxford
- Xiong Shaojun, Johansson Mates E., Hughes Francine M. R., Hayes Adrian, Richards Keith S., Nilsson Christer (2003) Interactive effects of soil mixture, vegetation canopy, plant litter and seed addition on plant diversity in a wetland community. Journal of ecology, 91:976-986
- 山田晋, 武内和彦, 北川淑子 (2000) 放棄水田における刈り取り, 耕起, 代かきが植生に及ぼす影響. 農村計画論文集, 2:235-240
- 山口裕文 (1997) 日本の雑草の起源と多様化. 雑草の自然史—たくましさの生態学 (山口裕文編), 3-16, 北海道大学出版会, 札幌
- 山本聡子 (2002) ミズバショウに対するヨシ刈りの効果—いもり池における実験の報告—. 新潟応用地質研究会誌, 58:31-38
- 山本信次 (2011) 多様な主体の協働ならびにビジネス化に基づく草地再生と茅葺職人養成—岩手県金ヶ崎町における取組みを事例として—. 岩手大学農学部演習林報告, 42:15-24
- 吉田馨, 西山久美子 (2008) 定期的な刈り取りがヨシ群落の種構成に与える影響. 伊豆沼・内沼研究報告, 2:89-96
- 財団法人日本ナショナルトラスト (2001) すぐれた自然環境としての葦原・茅場の保全活用調査. 財団法人日本ナショナルトラスト
- 財団法人日本ナショナルトラスト (2003) すぐれた自然環境としての葦原・茅場の保全活用調査Ⅲ—現存する葦原・茅場の実地調査とその保全活用への提言—. 財団法人日本ナショナルトラスト
- Zheng Yucong, Wang Xiaochang C. Ge Yuan, Dzakpasu Mawuli, Zhao Yuqian, Xiong Jiaqing (2015) Effects of annual harvesting on plants growth and nutrients removal in surface-flow constructed wetlands in northwestern China. Ecological engineering, 83:268-275