

# イワウベツ川下流域の防鹿柵に囲われた河畔林における 稚樹・林床植生の生育と立地環境

寺澤 和彦<sup>1\*</sup>・松林 良太<sup>2</sup>

1. 099-2493 網走市八坂196, 東京農業大学生物産業学部生物生産学科 2. 099-4356 北海道斜里郡斜里町大字遠音別村字  
岩宇別531番地, (公財)知床財団

## Growth of Tree Seedlings and Forest Floor Vegetation and Related Environmental Conditions in a Deer-fenced Riparian Forest along the Downstream of Iwaubetsu River in Shiretoko Peninsula

TERAZAWA Kazuhiko<sup>1\*</sup> & MATSUBAYASHI Ryota<sup>2</sup>

1. Tokyo University of Agriculture, 196 Yasaka, Abashiri, Hokkaido 099-2493, Japan \*✉kt204890@bioindustry.nodai.  
ac.jp 2. Shiretoko Nature Foundation, 531 Iwaubetsu, Shari, Hokkaido 099-4356, Japan

Growth of tree seedlings and forest floor vegetation were monitored for 2 years at two study sites (Site I and II) on different topographic positions in a deer-fenced riparian forest along the downstream of Iwaubetsu River in Shiretoko Peninsula, northern Japan. Chemical properties of surface soil, such as pH or total-carbon and total-nitrogen concentrations, relative light intensity (rPPFD) of the understory, and tree species composition of each site were also investigated. Soil pH and rPPFD was significantly higher and soil total-C and total-N concentrations were significantly lower in Site I on the floodplain, where young *Alnus hirsuta* trees dominated, as compared with Site II on the river terrace with higher tree species diversity and higher aboveground biomass. Density, size and species composition of tree seedlings appeared in both sites were quite similar, and the mean height of the seedlings was 7–10 cm in 2013. Shoot growth of the seedlings, however, was much higher in Site I than Site II, resulting in the difference in the number of large seedlings taller than 20 cm between the sites in 2015. Maximum vegetation height on the forest floor was higher in Site I than Site II both in 2013 and 2015, and significant increase of the maximum vegetation height was observed only in Site I during the study period. Lighter understory condition in Site I may have had a positive effect on the growth of seedling and forest floor vegetation, and the advantage of deer-free condition within the enclosure may have been more pronounced in the lighter Site I than Site II.

### はじめに

知床半島中央部のオホーツク海側に位置するイワウベツ(岩尾別)川の下流域の河畔林は、1981年8月の集中豪雨による河川氾濫によって大規模な攪乱を受けた。その後、1990年代から知床半島全域で個体数が増加したエゾシカの採食圧(矢部1995, 梶2001)によって河畔林の再生が進まず、残存した河畔林においても稚樹の採食や成木の樹皮食いが発生するようになった。この状況を受け、知床の自然環境の保全と再生のための土地確保と

森林再生の取り組みを1977年から続けてきた斜里町と公益財団法人知床財団は、イワウベツ川の河畔林の再生と保全を進めるために企業のCSR活動による支援等を受けながら防鹿柵の設置や苗木の育成、植栽などを実施してきた。

本研究では、イワウベツ川の河畔林の再生と保全の現場事業を支える基礎的な知見を得ることを目的として、防鹿柵に囲われた河畔林において、稚樹と林床植生の生育状況、林分の樹種構成ならびに土壌や光強度などの立地環境を調査し、稚樹

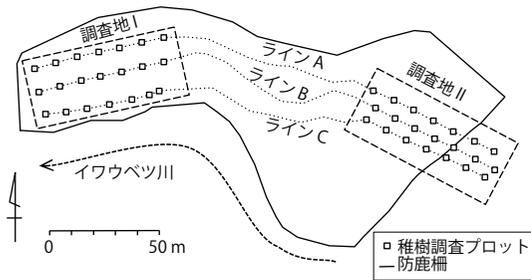


図1. 調査地と稚樹調査プロットの配置図. Fig. 1. Layout of the study sites (I and II) and monitoring plots for seedling and forest floor vegetation growth. Solid line indicates the deer-fence.

の更新と植生の生育に及ぼす防鹿柵の効果について考察した。

## 調査地と調査方法

### 1. 調査地の設定

調査は、知床半島中央部のオホーツク海側に位置するイワウベツ川の下流域右岸の河畔林において、2012年6月から2015年8月までの期間に行った。イワウベツ川とその北側の道路との間の幅約40–100 m、長さ約250 mの林帯を調査対象とした(図1)。標高は約80–90 mである。

調査対象とした河畔の林帯には、本調査前の2011年11月から2012年10月にかけて総延長564 m、面積0.95 haの木製の防鹿柵(柵名称: 2011–12年防鹿柵)が設置されている。この防鹿柵を含め、イワウベツ川の河畔域における防鹿柵設置の経緯については、附表1に示した。

稚樹調査プロットの規則的な配置と地形断面の測量を目的として、2012年6–7月に防鹿柵の西端付近から東方向に向かって3本の調査ライン(A, B, C)を概ね10 mの間隔で平行に設置した(図1)。3本の調査ライン上において、それぞれの西端から10 m間隔で各7箇所の稚樹調査プロットを設けた。各調査プロットは1×1 mの正方形とし、四方の角を測量杭で固定した。ラインCの西端から6箇所目および7箇所目の調査プロットは、地形上の制約により調査プロットの間隔がやや短くなった。これら防鹿柵内の西側の21箇所の調査プロットの設置範囲を調査地Iと呼ぶ(図1)。同様に、3

本の調査ライン上の西端から180 mの位置を起点として10 m間隔で各7箇所の調査プロットを設けた。これらの調査プロットのうち東端側の計8箇所は、防鹿柵の外側に配置されている。これら防鹿柵の東側の21箇所の調査プロットの設置範囲を調査地IIと呼ぶ(図1)。なお、前述したようにこの防鹿柵は2011年11月から2012年10月にかけて設置されたが、柵の造成は西側から進められたため、稚樹調査プロットを設けた2012年6月の時点では、調査地IIの全体が柵の東側の外に位置していた。その後、2012年10月に現在の位置まで防鹿柵が拡張されたため、調査地IIの一部が柵内に入った(図1)。

### 2. 地形断面調査

調査対象の林帯の東西方向の地形断面調査を2013年8月に行った。3本の調査ライン上において、ラインAの西端の高さを基準とした地表面の高低差をポケットコンパスと巻尺を用いて測量した。

### 3. 土壌断面調査

調査地Iと調査地IIのそれぞれの中央部付近において、土壌断面調査を2013年8月に行った。調査地点に深さ約50–60 cmの試孔を掘り、層位区分を行った後、各層の土色、硬さ、土性、水分状態、石礫の量、根の量を記録した。硬さの測定には、山中式土壌硬度計を用いた。

### 4. 稚樹調査プロットの表層土壌の化学性

調査地Iと調査地IIのすべての稚樹調査プロット計42箇所において、分析用の土壌試料を2013年8月に採取した。各調査プロットの外縁部の2箇所から、リター層を除いた地表面から深さ10 cmまでの表層土壌を採取した。調査プロットごとに1つにまとめた土壌試料を研究室に持ち帰って風乾した後、2 mmメッシュの篩を通して分析用試料とした。全炭素と全窒素の含有率の分析には、乳鉢を用いてさらに細粉化した試料を用いた。これらの土壌試料のpH(H<sub>2</sub>O)と全炭素・全窒素含有率をそれぞれポータブルpHメーターとCNアナ

ライザーによって測定した。

## 5. 稚樹調査プロットの光環境

調査地Iと調査地IIのすべての稚樹調査プロット計42箇所において、相対光強度の測定を2013年8月に行った。各調査プロットの中央と四隅の計5点における地上1.0 mの高さの光量子束密度を光量子計を用いて測定した。林外での測定をイワベツ川下流の右岸の開放地で同時に行い、各稚樹調査プロットの測定値(5点の平均値)を林外の値に対する相対光量子束密度(rPPFD)として表した。なお、測定日は曇天であり、林内、林外とも直達光はなかった。

## 6. 樹種構成

調査地Iと調査地IIにそれぞれ0.095 haと0.1 haの方形区を設け、毎木調査を2015年8月に行った。各方形区内の樹高1.3 m以上のすべての樹木の樹種と胸高直径を記録した。

## 7. 稚樹の生存と成長

調査地Iと調査地IIのすべての稚樹調査プロット計42箇所において、調査プロット内のすべての稚樹の樹種と樹高、当年生か否かの記録を行い、ナンバーテープによるマーキングを2013年8月に行った。これらの稚樹の生存と成長の調査を2014年と2015年の8月に行い、稚樹の生死、生存個体の樹高と当年伸長量を記録した。

## 8. 林床植生の被度と最大植生高

調査地Iと調査地IIのすべての稚樹調査プロット計42箇所において、調査プロット内の維管束植物の被度と最大植生高、主要な種の種名を2013年、2015年の8月に記録した。

## 結果

### 1. 地形断面

調査対象の河畔林帯には、東西方向に13–14 m程度の高低差がみとめられた(図2)。調査ラインの西端から70 m付近までは概ね平坦で、現在の河床に近い氾濫原である。西端から80–120 m付近に

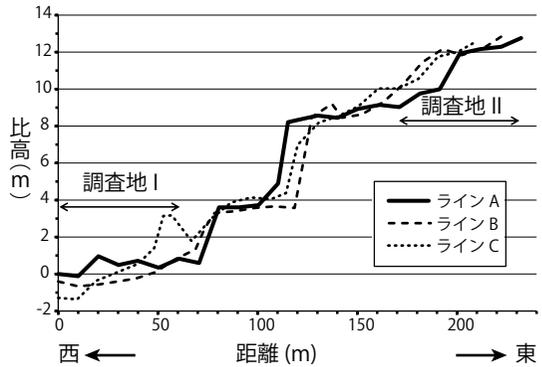


図2. 調査地を含む河畔林帯の地形断面。各ラインの位置は図1に対応する。Fig. 2. Topographic profile of the riparian forest and location of the study sites (I and II). Locations of three lines are shown on Fig. 1.

は比高約4 mの平坦な段丘面がみとめられ、さらに約120 mより東側には比高約9 mのもう一つの段丘面がみとめられた。調査地Iは最下部の氾濫原に位置し、調査地IIは調査地Iより10–13 m高い段丘上に設定されている。

### 2. 土壌断面

調査地Iと調査地IIの土壌は、いずれも砂礫質の河川堆積物を母材とする褐色森林土である。調査地Iでは、表層7 cmまでは礫を含まない砂土であるが、その下の層には礫を含み、深さ17 cmより下層には直径50 cmを超える大きな礫が出現する(表1)。調査地IIでは、表層8 cmまでは礫を含まない砂質壤土–壤土であるが、その下層は調査地Iと同様に直径50 cmを超える大きな礫が堆積している。

### 3. 稚樹調査プロットの土壌の化学性

表層10 cmの土壌のpH(H<sub>2</sub>O)には調査地間で違いがみられ、調査地Iでは5.90(±0.25)(平均値(±標準偏差))、調査地IIでは5.63(±0.22)であり、調査地IIのほうが低かった(p < 0.01: Mann-WhitneyのU検定)(図3)。表層10 cmの土壌の全炭素含有率にも調査地間で違いがみられ、調査地Iでは4.30(±4.35)%、調査地IIでは15.42(±3.95)%であり、調査地IIのほうが高かった(p < 0.001: Mann-WhitneyのU検定)(図3)。同様に、全窒素

表1. 調査地の土壌断面の層位別の特徴. Table 1. Properties of soil profiles in the study sites.

層位	深さ (cm)	土色	土壌硬度	土性	水分状態	石礫の量	根の量
調査地 I							
A1	0-2	10YR 2/2	1.4	砂土	潤	なし	細根含む
A2	2-7	10YR 2.5/2	8.5	砂土	潤	なし	細根含む、中根+
B	7-17	10YR 3/1	6.8	砂土	潤	小礫含む	細根含む
C	17-60	10YR 3/1	6.8	砂土	潤	大礫すこぶる富む 中礫すこぶる富む 小礫すこぶる富む	なし
調査地 II							
A1	0-4	10YR 2/3	2.0	砂質壤土	潤	なし	細根すこぶる富む 中根含む
A2	4-8	10YR 3/3	9.0	壤土	潤	なし	細根含む 中根乏しい
B	8-38	10YR 3/4	測定不能	壤土	潤	大礫すこぶる富む 中礫含む 小礫すこぶる富む	太根乏しい 中根乏しい
C	38-	-	測定不能	石礫土	-	礫土	なし

図3. 調査地の土壌表層のpH (H<sub>2</sub>O), 全炭素および全窒素含有率. 箱ひげ図は, 平均値, 平均値±標準偏差, 最大値, 最小値を示す. p値は調査地間の差の検定結果を示す (Mann-WhitneyのU検定). Fig. 3. pH (H<sub>2</sub>O) and concentrations of total carbon and total nitrogen of surface soil in the study sites.

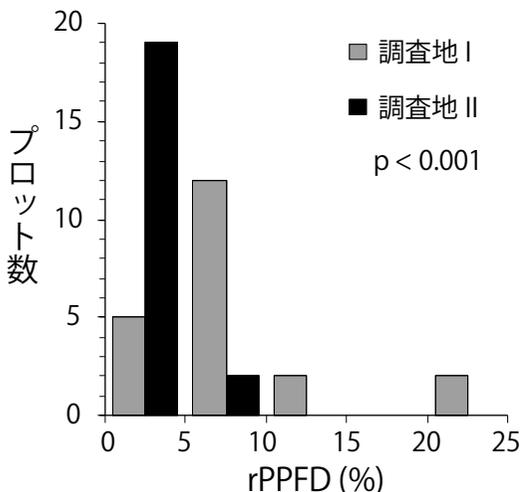
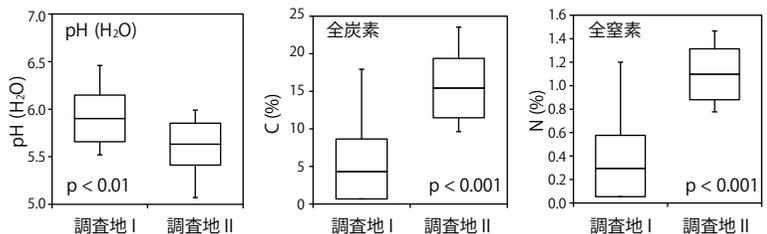


図4. 稚樹調査プロットにおける相対光量子束密度 (rPPFD) の頻度分布. p値は調査地間の差の検定結果を示す (Mann-WhitneyのU検定). Fig. 4. Frequency distributions of relative photosynthetic photon flux density measured at 1.0 m above ground at each monitoring plot in the study sites.

含有率においても, 調査地Iでは0.30(±0.28)%, 調査地IIでは1.10(±0.22)%であり, 調査地IIのほうが高かった (p < 0.001: Mann-WhitneyのU検定) (図3).

#### 4. 稚樹調査プロットの光環境

稚樹調査プロットの相対光量子束密度 (rPPFD) には調査地間で違いがみられ, 調査地Iでは7.8(±5.3)%, 調査地IIでは2.6(±1.9)%であり, 調査地Iのほうが高かった (p < 0.001: Mann-WhitneyのU検定) (図4). 調査地Iには, ハルニレ大径木の倒伏によって形成されたギャップが存在し, そのギャップ下ではrPPFDが20%を超えていた.

#### 5. 樹種構成

調査地Iと調査地IIは, いずれもトドマツをわずかに含む広葉樹主体の林分であるが, 樹種構成

表2. 調査地の樹種構成. Table 2. Tree species compositions in the study sites.

樹種 <sup>a</sup>		調査地 I		調査地 II	
		BA 合計 (m <sup>2</sup> /ha)	BA 比率 (%)	BA 合計 (m <sup>2</sup> /ha)	BA 比率 (%)
ハリギリ	<i>Kalopanax septemlobus</i> (Thunb.) Koidz.	1.98	7.3	0.05	0.1
ケヤマハンノキ	<i>Alnus hirsuta</i> (Spach) Turcz. ex Rupr. var. <i>hirsuta</i>	14.87	54.7	3.46	7.3
サワシバ	<i>Carpinus cordata</i> Blume			2.50	5.3
ダケカンバ	<i>Betula ermanii</i> Cham.			0.27	0.6
ミズナラ	<i>Quercus crispula</i> Blume			9.50	20.0
ホオノキ	<i>Magnolia obovata</i> Thunb.			1.91	4.0
オオバボダイジュ	<i>Tilia maximowicziana</i> Shiras.	0.73	2.7	1.89	4.0
シナノキ	<i>Tilia japonica</i> (Miq.) Simonk.			3.90	8.2
ハシドイ	<i>Syringa reticulata</i> (Blume) H. Hara	0.45	1.7		
ヤチダモ	<i>Fraxinus mandshurica</i> Rupr.			6.65	14.0
シウリザクラ	<i>Padus ssiiori</i> (F. Schmidt) C. K. Schneid.	2.22	8.2	2.34	4.9
アズキナシ	<i>Aria alnifolia</i> (Siebold & Zucc.) Decne.			1.96	4.1
キハダ	<i>Phellodendron amurense</i> Rupr.	1.87	6.9	1.63	3.4
エゾイタヤ	<i>Acer pictum</i> Thunb. subsp. <i>mono</i> (Maxim.) H. Ohashi	4.20	15.5	7.74	16.3
ハウチワカエデ	<i>Acer japonicum</i> Thunb.	0.38	1.4		
ニガキ	<i>Picrasma quassioides</i> (D. Don) Benn.	0.25	0.9		
ハルニレ	<i>Ulmus davidiana</i> Planch. var. <i>japonica</i> (Rehder) Nakai			2.41	5.1
トドマツ	<i>Abies sachalinensis</i> (F. Schmidt) Mast.	0.21	0.8	1.26	2.7
		合計	27.16	47.48	

<sup>a</sup>各樹種の学名はYListによった(米倉浩司・梶田忠, 植物和名-学名インデックスYList, 琉球大学熱帯生物圏研究センター, <http://ylist.info>, 2015年9月21日閲覧).

は調査地間で異なった(表2). 調査地Iには10種が出現し, このうち地形的に低い場所に群状に成立しているケヤマハンノキが胸高断面積比率(BA比率)で54.7%を占めた. これらのケヤマハンノキの平均胸高直径は21.9(±8.1)cmであった. 調査地Iではこの他に, やや高い地形面を主な生育場所としてエゾイタヤ, シウリザクラ, ハリギリ, キハダが比較的高い比率で混交し, これらの樹種の最大胸高直径はそれぞれ55.2cm, 46.0cm, 38.0cm, 37.0cmであった. 一方, 調査地IIには15種が出現し, このうちミズナラ, エゾイタヤ, ヤチダモのBA比率が比較的大きかった. これらの樹種の最大胸高直径は, ミズナラで76.0cm, エゾイタヤで40.0cm, ヤチダモで64.4cmであった. 胸高断面積合計(BA合計)は, 調査地Iで27.16m<sup>2</sup>/ha, 調査地IIで47.48m<sup>2</sup>/haであった(表2).

## 6. 稚樹の生存と成長

2013年8月に稚樹調査プロットに出現した稚樹の樹種構成は, 調査地Iと調査地IIで比較的類似していた(表3). 樹種別の出現プロット率は, いずれの調査地でもヤチダモが最も高く, ついでエゾイタヤ, ハウチワカエデ, ミズナラの順に高かった. 1m<sup>2</sup>あたりの平均稚樹本数は, 全稚樹(つる性を除く)の合計では, 調査地Iで8.48本/m<sup>2</sup>, 調査地IIで12.76本/m<sup>2</sup>であり, このうち当年生実生は調査地Iで2.00本/m<sup>2</sup>, 調査地IIで3.43本/m<sup>2</sup>であった(表3). 樹種別では, ヤチダモが他の樹種に比べて多く, 調査地Iで4.71本/m<sup>2</sup>, 調査地IIで6.95本/m<sup>2</sup>であった.

稚樹の平均樹高には調査地間で差がみられた. 2013年の全稚樹を込みにした平均樹高は, 調査地Iで11.1(±7.4)cm, 調査地IIの柵内で8.8(±4.9)cm, 調査地IIの柵外で6.7(±5.8)cmであり, 調査地Iで最も大きかった( $p < 0.01$ : Kruskal Wallis検定)(表

表3. 稚樹の樹種別の出現プロット率と平均本数 (2013年8月).

Table 3. Appearance ratios and mean numbers of tree seedlings in the study sites.

樹種	出現プロット率 (%)		平均本数 (本/m <sup>2</sup> )	
	調査地I	調査地II	調査地I	調査地II
ヤチダモ	86	90	4.71	6.95
エゾイタヤ	57	33	1.00	0.62
ハウチワカエデ	33	33	0.90	0.48
ミズナラ	24	29	0.43	1.71
ハルニレ	29	14	0.43	0.14
キハダ	14	24	0.19	0.71
トドマツ	10	24	0.10	0.38
シウリザクラ	10	14	0.10	0.29
サワシバ	10	14	0.10	0.14
キタコブシ	5	10	0.05	0.10
コマユミ	0	10	0	0.86
ダケカンバ	0	10	0	0.19
カツラ	5	5	0.05	0.05
ナナカマド	10	0	0.10	0
ハリギリ	0	10	0	0.10
ケヤマハンノキ	5	0	0.29	0
ミズキ	0	5	0	0.05
ヤマグワ	5	0	0.05	0
合計 (全稚樹)	95	95	8.48	12.76
合計 (当年生のみ)	71	71	2.00	3.43

この他につる性の木本種が出現したが、この表には含めなかった。

表4. 稚樹の樹高. Table 4. Mean heights of seedlings for all tree species and *Fraxinus mandshurica* in 2013 and 2015 in the study sites.

調査地	全樹種 (cm)			ヤチダモ (cm)		
	2013	2015	年次間差	2013	2015	年次間差
調査地I	11.1±7.4 <sup>a</sup>	25.7±18.7 <sup>a</sup>	p < 0.001	10.1±3.7 <sup>a</sup>	22.4±10.9 <sup>a</sup>	p < 0.001
調査地II・柵内	8.8±4.9 <sup>b</sup>	13.4±9.1 <sup>b</sup>	p < 0.001	6.5±1.9 <sup>b</sup>	9.3±1.9 <sup>b</sup>	p < 0.001
調査地II・柵外	6.7±5.8 <sup>c</sup>	13.0±10.0 <sup>b</sup>	p < 0.001	5.3±1.7 <sup>c</sup>	8.3±1.9 <sup>b</sup>	p < 0.001

平均値±標準偏差を示す。年次間差は、各調査地における2013年と2015年の有意差検定におけるp値を示す(Mann-WhitneyのU検定)。同一列内において異なるアルファベットを付した調査地間に有意差があることを示す(p < 0.01: Kruskal Wallis検定)。

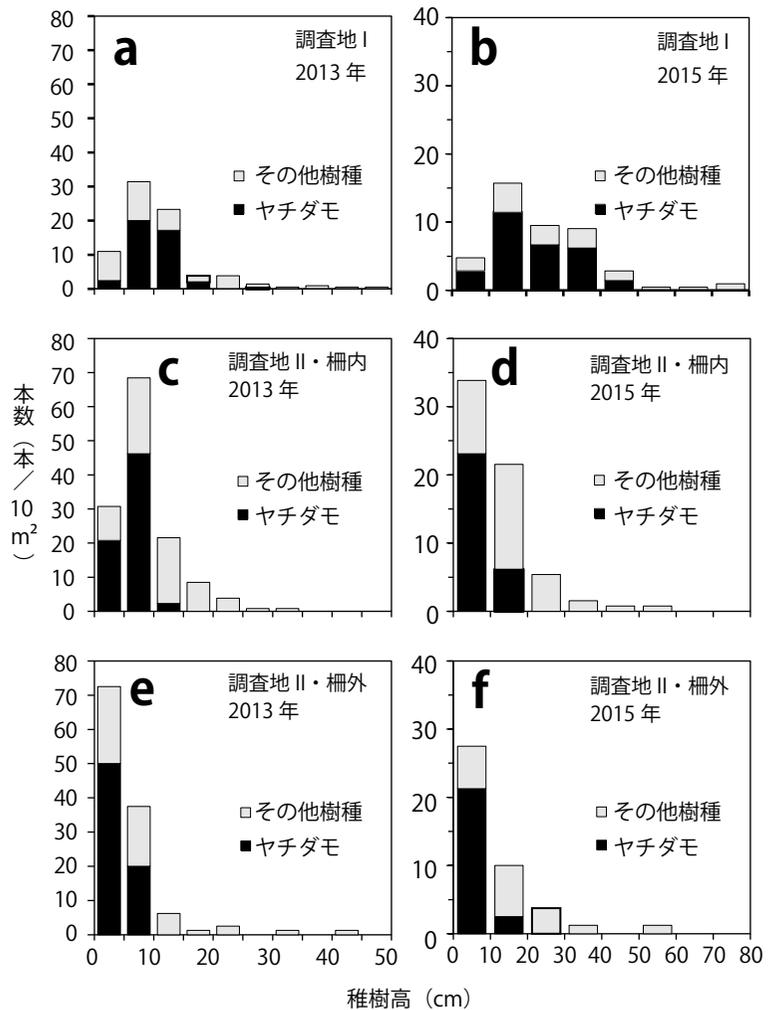
4). 同様に、2015年の全樹種の稚樹の平均樹高は、調査地Iで25.7(±18.7) cm、調査地IIの柵内で13.4(±9.1) cm、調査地IIの柵外で13.0(±10.0) cmであり、やはり調査地Iで最も大きかった(p < 0.01: Kruskal Wallis検定)(表4)。いずれの調査地においても、稚樹の2015年の平均樹高は2013年に比べて有意に大きかった(p < 0.001: Mann-WhitneyのU検定)(表4)。これらの傾向は、ヤチダモの稚樹のみを対象とした場合でも同様にみられた。

2013年8月と2015年8月における稚樹の樹高

階別の本数頻度分布を、最も本数の多かったヤチダモとその他の樹種に分けて図5に示す。ヤチダモ、その他の樹種、および全樹種を込みにした稚樹の樹高の最頻値は、2013年にはいずれの調査地においても5-10 cm階または0-5 cm階であった。2015年には、調査地Iでは最頻値は10-20 cm階となったのに対して、調査地IIでは、2015年においてもヤチダモおよび全樹種を込みにした最頻値は0-10 cm階にとどまっていた。

ヤチダモ稚樹の2014年の当年伸長量は、調査

図5. 稚樹の樹高階別の本数頻度分布. 調査地I, 調査地II (柵内と柵外) のそれぞれについて, 2013年8月 (a, c, e) と2015年8月 (b, d, f) における本数分布を示す. なお, 2015年については, 2013年の調査時にマーキングした稚樹のみを対象として示す. Fig. 5. Frequency distributions of seedling height in the study sites measured on August in 2013 and 2015.



地Iでは $5.1(\pm 3.2)$  cmであったのに対して, 調査地IIの柵内では $2.3(\pm 2.0)$  cm, 柵外では $1.9(\pm 1.4)$  cmであり, 調査地Iのほうが調査地IIに比べて大きかった ( $p < 0.001$ : Kruskal Wallis検定) (図6). 2013年8月から2015年8月までの2年間での稚樹の生存率は, ヤチダモでは, 調査地Iで67.4%, 調査地IIの柵内で42.2%, 柵外で33.9%であり, 調査地Iと調査地IIの間で有意な差がみとめられた ( $p < 0.001$ :  $\chi^2$ 検定) (表5). 一方, その他の樹種では, 稚樹の生存率は38–53%であり, 調査地間に差はみとめられなかった.

## 7. 林床植生の被度と最大植生高

稚樹調査プロットにおける林床植生の被度は,

2013年, 2015年ともに, 調査地Iで最も高く, それぞれ $57(\pm 24)\%$ ,  $64(\pm 25)\%$ であった (表6). それに対して, 調査地IIの柵外では, 両年とも被度が最も低い傾向がみられた. 植生の被度の年次間の比較では, いずれの調査地においても2013年と2015年の間に差はみられなかった (Mann-WhitneyのU検定). 稚樹調査プロットにおける林床植生の最大植生高は, 2013年, 2015年ともに, 調査地Iで最も高く, それぞれ $51(\pm 25)$  cm,  $76(\pm 40)$  cmであった (表6). それに対して調査地IIでは, 柵内, 柵外ともに, 調査地Iより有意に低かった ( $p < 0.05$ : Kruskal Wallis検定). 年次間の比較では, 調査地Iにおいて2013年から2015年に有意な増加がみとめられたが, 調査地IIでは, 柵内, 柵外ともに,

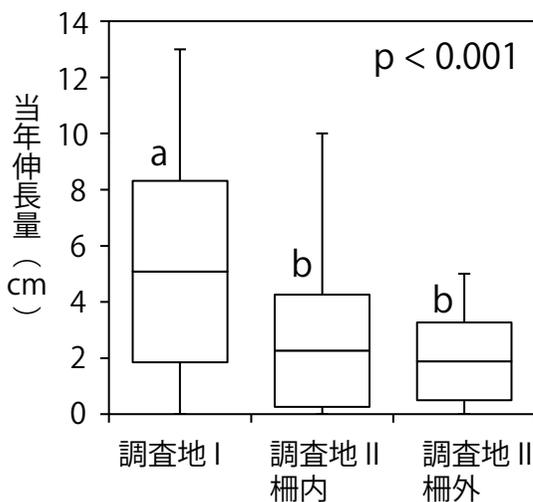


図6. ヤチダモ稚樹の当年伸長量(2014年). 箱ひげ図は、平均値、平均値±標準偏差、最大値、最小値を示す。p値は、調査地間の差の検定(Kruskal Wallis検定)の結果を示す。異なるアルファベット間には、有意な差があることを示す(Scheffeの方法による多重比較,  $p < 0.001$ )。Fig. 6. Lengths of current-year shoots of *Fraxinus mandshurica* tree seedlings in the study sites.

表5. 稚樹の生存率. Table 5. Survival rates of seedlings of *Fraxinus mandshurica* and other tree species for 2 years between 2013 and 2015 in the study sites.

樹種	生存率 <sup>a</sup> (%)			p値 <sup>b</sup>
	調査地 I	調査地 II 柵内	調査地 II 柵外	
ヤチダモ	67.4	42.2	33.9	< 0.001
その他の樹種	45.2	52.9	38.1	0.2677

<sup>a</sup>生存率は、2013年にマーキングした稚樹の2015年での生存率を示す。

<sup>b</sup>p値は、生存率の調査地間の差の検定結果を示す( $\chi^2$ 検定)。

表6. 稚樹調査プロットの林床植生の被度と最大植生高. Table 6. Coverages and maximum heights of forest floor vegetation on August in 2013 and 2015 in the study sites.

調査地	被度 (%)			最大植生高 (cm)		
	2013	2015	年次間差	2013	2015	年次間差
調査地 I	57±24 <sup>a</sup>	64±25 <sup>a</sup>	NS	51±25 <sup>a</sup>	76±40 <sup>a</sup>	P < 0.05
調査地 II・柵内	35±21 <sup>ab</sup>	35±23 <sup>b</sup>	NS	25±9 <sup>b</sup>	37±22 <sup>b</sup>	NS
調査地 II・柵外	14±7 <sup>b</sup>	29±27 <sup>b</sup>	NS	26±10 <sup>b</sup>	19±5 <sup>b</sup>	NS

平均値±標準偏差を示す。年次間差は、各調査地における2013年と2015年の有意差の有無を示す(Mann-WhitneyのU検定)。同一列内において異なるアルファベットを付した調査地間に有意差があることを示す( $p < 0.05$ ; Kruskal Wallis検定)。

年次間の差はみとめられなかった。2013年8月の調査時に稚樹調査プロットに高い頻度で出現した種は、調査地Iでは、ミズ、エゾイラクサ、ムカゴイラクサ、オオバコ、ゴンゲンスゲ、ヤマカモジグサ、ツルアジサイ、ツタウルシなどであった。調査地IIでは、ゴンゲンスゲ、オクノカンスゲ、ヒトリシズカ、コンロンソウ、ジュウモンジシダ、ヤブニンジン、ツタウルシなどが高い頻度で出現した。

## 考察

### 1. 林分構造の調査地間での違い

河畔林は、河川の増水や土石流などによりしばしば攪乱を受け、その攪乱の頻度や強度は流路からの距離や河床からの高さなどによって異なる(崎尾・山本2002)。イワウベツ川下流域においても、1981(昭和56)年8月5-6日の豪雨による河川氾濫によって河畔林が大規模に消失した。本研究における調査地Iは、イワウベツ川の流れの方向が北から西に変わる湾曲部の外側に位置し、しかも河床からの比高が低い(図1, 2)。そのため、1981年8月の河川氾濫の影響を強く受け、流路に近い河畔林の一部がかなりの面積にわたって消失し裸地化したことが、1983年8月撮影の航空写真によって確認できる。調査地Iの最低部の平坦面に優占する平均胸高直径21.9 cmのケヤマハンノキの集団は、この1981年8月の攪乱跡地に更新したものであり、2013年の調査時点での林齢は約30年あるいはそれより若いと考えられる。同じ調査地Iの中でも、流路からやや遠くかつ比高が1 m程度高い地形面には、胸高直径40-55 cmのエゾイタ

ややシウリザクラ、ハリギリ、キハダなどの広葉樹が生育している。これらの樹種は、遷移系列上で後期種に位置づけられ、成長速度は遷移初期種のケヤマハンノキに比べてずっと遅い。これらのことから、調査地Iの中でも比高がわずかに高い地形面に生育している大きなサイズの樹木は、1981年の河川氾濫の前からこの場所に生育していたものと考えられ、攪乱以前の樹種構成を推測する手がかりになるものと考えられる。一方、調査地IIは、調査地Iの最低部からの比高が9 m以上高い段丘面に位置し、しかも流路からは数10 m以上離れている(図1, 2)。ミズナラやヤチダモなどの胸高直径60 cmを超える大径木が多数生育し、さらにトドマツも交えて針広混交林の林相を呈している。胸高断面積合計は47.48 m<sup>2</sup>/haと調査地Iの27.16 m<sup>2</sup>/haに比べてはるかに大きく、かなりの長期間にわたって大きな攪乱を受けていない安定した森林と考えられる。

## 2. 立地環境の調査地間での違い

河川による攪乱の履歴の違いは、土壌条件や光環境などの立地環境における調査地間の違いにも反映されていると考えられる。まず土壌に関しては、調査地I, IIとも河川によって運搬された土砂や大きな礫を土壌母材としている点では共通していたが、土壌表層の化学性には違いがみられた。すなわち、1981年の河川氾濫による攪乱を受けた調査地Iと比較的安定した森林の成立している段丘上の調査地IIとを比較すると、土壌表層の全炭素と全窒素の含有率は調査地IIのほうが調査地Iより3倍以上高く、pH(H<sub>2</sub>O)は調査地IIのほうが低かった(図3)。このような調査地間の違いが生じる要因としては、河川による攪乱後の時間の長さの違いが考えられる。段丘上の調査地IIでは河川による攪乱の頻度が低く、発達した森林植生からのリター供給によって土壌有機物の蓄積が調査地Iに比べて進んでいると推察される。さらに調査地IIにおいては、土壌表層への有機物蓄積と有機酸の生成によってpH(H<sub>2</sub>O)の低下が生じていると考えられる(図3)。このような土壌表層への有機物蓄積と酸性化は、調査地IIの約500 m上流

の右岸尾根上(河床からの比高18 m)のトドマツ林においてさらに顕著に観察され、そこでは土壌最表層(深さ0-2 cm)の全炭素含有率が31.7%、pH(H<sub>2</sub>O)が4.83であった(寺澤・土肥未発表)。調査地の光環境に関しては、地上1 mでの相対光量子束密度(rPPFD)の平均値が、調査地Iでは7.8%、調査地IIでは2.6%であり、調査地Iのほうが調査地IIに比べて明るい環境であった(図4)。調査地Iでは、前述したように若いケヤマハンノキが優占している部分が多く、胸高断面積合計も調査地IIに比べて小さいことから、林内が比較的明るかったものと考えられる。

## 3. 稚樹の成長の調査地間での違い

調査地には、2013年8月の調査時点でヤチダモを主とする稚樹(つる性を除く)が1 m<sup>2</sup>あたり平均10本前後の本数密度で生育しており(表3)、それらの稚樹(全樹種)の平均樹高は7-11 cmであった(表4)。これらの稚樹のその後の成長には調査地間で違いがみられ、たとえば2014年におけるヤチダモ稚樹の当年伸長量は、調査地IIに比べて調査地Iで2倍以上大きかった(図6)。また、初回調査の2年後の2015年8月時点での平均樹高(全樹種)においても、調査地Iでは25 cmを超えているのに対して、調査地IIでは13 cm程度にとどまっていた(表4)。このような稚樹の成長の調査地間での違いを生む原因については、調査地IIの柵内と柵外での比較においては有意な差がみられないことから(図6, 表4)、エゾシカの影響以外の要因が関与していると考えられる。

調査地Iと調査地IIでは、前述したように林分構造や光や土壌などの立地環境が異なる。このうち林内の光環境については、調査地Iのほうが調査地IIに比べて明るく(図4)、このことが調査地Iでの稚樹の成長に正の影響を与えた可能性がある。一方、土壌の化学性については、調査地IIの全炭素と全窒素の含有率が調査地Iより高い(図3)。加えて交換性塩基(Ca, Mg, K)と無機態窒素の含有率のいずれについても調査地IIのほうが調査地Iより高い(寺澤・川村未発表; 寺澤・松村未発表)ことから、栄養塩類の利用可能性の違いは調査地

間での稚樹の成長の差に対してそれほど強く関与していないのかもしれない。

#### 4. 稚樹と林床植生の生育に対する防鹿柵の効果

天然林内の稚樹の生育に対するエゾシカの影響の強さは、稚樹のサイズによって異なり、樹高の大きな稚樹ほどエゾシカによる採食を受けやすい(寺澤・明石2006)。エゾシカが高密度に生息している道東の白糠丘陵の天然林での調査によると、防鹿柵を設置してから約4年後の樹高20 cm以上の稚樹の数は、防鹿柵の外では柵内に比べて1/10程度と少なかったが、この期間に10–20 cmの樹高階に新規に加入した稚樹の数では、防鹿柵内外で違いがみられなかった(寺澤・明石2006)。そこで、本調査地における稚樹の生育に及ぼす防鹿柵の効果についても、樹高20 cmより大きなサイズの稚樹に着目して検討する。

2013年8月の初回調査時点では、調査地Iは柵に囲われてからほぼ2年、調査地IIの柵内プロットは拡張された柵に囲われてからほぼ1年を経過していたことになる。この時点で樹高が20 cmより大きかった稚樹の本数(本/10 m<sup>2</sup>)を調査地間で比較すると、調査地Iで7.6本、調査地IIの柵内で5.4本、柵外で5.0本であり(図5)、全稚樹本数に対する比率は4–10%で調査地間に差はみとめられなかった( $p = 0.138$ :  $\chi^2$ 検定)。したがって、この時点では稚樹の成長に対する防鹿柵の効果はまだ現れていなかったと考えられる。

その2年後の2015年8月になると、樹高が20 cmを超える稚樹の本数(本/10 m<sup>2</sup>)は、調査地Iでは23.8本に増加したのに対して、調査地IIの柵内と柵外ではそれぞれ8.5本と6.3本にとどまった(図5)。全稚樹本数に対する樹高20 cmより大きな稚樹の比率は、調査地Iでは54%に達し、調査地II柵内の13%、柵外の14%と比べて有意に大きくなった( $p < 0.001$ :  $\chi^2$ 検定)。このことは、柵の設置から約4年を経過した調査地Iでは、エゾシカの採食を受けやすいとされる樹高20 cmを超えても稚樹が伸長成長を続けていることを示し、稚樹の成長に対する防鹿柵の効果が現れたものとみなすことができる。一方、調査地IIの柵内外の比較では稚

樹の樹高に明瞭な差がみられなかった。この理由としては、前述したように、調査地IIは林内の平均相対光量子束密度(rPPFD)が2.6%と低いため稚樹の元々の成長速度が小さく(図6)、防鹿柵によってエゾシカの採食圧から解放されたとしても稚樹の樹高に差が生じるには長い時間がかかることが考えられる。

林床植生の生育に及ぼす防鹿柵の効果についても、上で述べた稚樹の成長と同様のことが観察される。すなわち、調査地Iでは平均最大植生高が2013年の51 cmから2015年の76 cmに増加したのに対して、調査地IIでは柵内、柵外ともに年次間の有意差がみとめられなかった(表6)。このような林床植生の成長の調査地間の違いには、林内の光強度そのものの違いだけでなく、光環境を反映した林床植生の構成種の違いも関与しているかもしれない。

#### まとめ

知床半島中央部のイワウベツ川の下流域において、防鹿柵に囲われた河畔林での稚樹の更新と植生の生育状況を調査した。その結果、河川氾濫による攪乱を受けてからの経過年数が短く、主に若いケヤマハンノキで構成される調査地Iの林床において、ヤチダモやカエデ類などの遷移後期種を主とする広葉樹の稚樹の更新が確認され、さらにこれらの稚樹がエゾシカによる採食を受けやすい樹高20 cmを超えて伸長成長を続けていることが明らかになった。このことから、エゾシカによる稚樹の採食圧を受けている河畔林の更新と遷移の進行に対して防鹿柵が有効に機能しているといえるだろう。

今回の調査の対象とした河畔林は、一部は1981年の集中豪雨による河川氾濫によって強度の攪乱を受けていたものの、河床からの比高がやや高い場所には比較的大きなサイズの遷移後期種が生育していた。そのことが攪乱後に成立した若いケヤマハンノキ林の林床への多様な樹種の種子供給を可能にしたと考えられる。

イワウベツ川の下流域には、1981年の河川氾濫による攪乱を今回の調査地以上に強く受けた河畔

林が存在する。そこでは攪乱前の河畔林は大面積に消失し、栄養塩に乏しい砂礫が堆積している。また、エゾシカによる稚樹の採食圧も依然として高い状況にある。これらの場所における河畔林の再生に向けては、防鹿柵の設置による稚樹の採食回避は不可欠であるとともに、天然更新稚樹の生育モニタリング調査や人工更新手法（播種、苗木植栽、施肥など）の検討が必要と考えられる。

### 謝辞

本調査は、ダイキン工業株式会社の寄付による知床世界自然遺産地域保全事業「カツラの森、命あふれる川の復元事業」の基礎調査の一環として実施された。2012年の調査地設定は、元・東京農業大学生物産業学部教授の鈴木悌司氏によって計画、実行された。現地調査は、元・知床財団職員の眞々部貴之さん、喜内理恵さんを始めとする知床財団の多くの職員の参加と協力によって行われた。現地調査とデータの取り纏めは、東京農業大

学生物産業学部生物生産学科の川村拓也君、大山健太君、宮下大樹君、大島彩果さんが主に担当し、同学科植物資源保全学研究室の多くの学生諸君が協力してくれた。以上の方々に厚くお礼を申し上げます。

### 引用文献

- 梶光一. 2001. エゾシカと特定鳥獣の科学的・計画的な管理について. 生物科学 52: 150-158.
- 崎尾均・山本福壽(編). 2002. 水辺林の生態学. 206 pp. 東京大学出版会, 東京.
- 寺澤和彦・明石信廣. 2006. 天然林への影響. 梶光一・宮木雅美・宇野裕之(編著), エゾシカの保全と管理. pp. 131-145. 北海道大学出版会, 札幌.
- 矢部恒晶. 1995. 野生動物の生息地管理に関する基礎的研究: 知床半島におけるエゾシカの生息地利用形態と植生変化. 北海道大学農学部演習林研究報告 52: 115-180.

附表. イワウベツ川河畔域における防鹿柵設置の経緯.

項目	内容
全体経緯	2011-15年, イワウベツ川流域の河畔林再生に向けた取り組みの一環として, エゾシカの採食圧の低減を目的に, 河畔林や河原を囲む計3基の防鹿柵を設置した. 防鹿柵の規模は, 3基の合計で総延長約1,200 m, 面積にして計約1.9 haとなった. なお, 各柵の高さは, 冬の積雪を考慮し2.5-3.0 mとして施工した. また, 各防鹿柵の設置後は, 定期および荒天後などに巡視を行い, 風倒木の除去や積雪状況の確認の他, 必要に応じて柵の高さを上げる「かさ上げ」などを実施した. これらの防鹿柵の設置に当たっては, 設置エリアの地中には多くの岩石が露出または埋まっていることから, 一般的な柱を地中に埋め込む工法ではなく, トライアングル状に支柱を組み, それぞれの本柱を自立させる工法を用いて作業を進めた. なお, 国立公園内に工作物を設置する際に必要となる環境省の許認可については, 「知床生態系維持回復事業」(環境省)の一環として認可を受け設置を行った.
2011-12年防鹿柵の設置	2011-12年の2箇年をかけて, イワウベツ川河畔に残る良好な河畔林保護を目的に, 総延長564 m, 面積0.95 haの防鹿柵を1基設置. 柵の高さは2.5 m, 側面は板張りで施工. その後の巡視の結果, 同柵の一部で柵の高さに達する積雪が確認されたため「かさ上げ」作業を実施した.
2013年防鹿柵の設置	2013年, イワウベツ川沿いの砂礫地の森林化を目的に, 総延長270 mの防鹿柵を1基設置. 翌2014年には, 隣接する老朽化した防鹿柵(2000年設置)を撤去し, その敷地を囲い込む形で拡張を行い, 最終的に総延長317 m, 面積0.36 haの防鹿柵が完成した. 柵の高さは, 前述の防鹿柵の状況を鑑みて3.0 mで施工した. 側面は風の抵抗を受けにくい金網フェンスを使用. また, 風対策として, 特に風が吹き抜ける箇所は, アンカーを地中に打ち込みワイヤーで柵を固定する作業を実施した. なお, 2014年5月には, 同柵内にカツラの苗木177本の植栽を行っている.
2014-15年防鹿柵の設置	2014-15年の2箇年をかけて, イワウベツ川河畔に残る良好な河畔林保護を目的に, 総延長564 m, 面積0.95 haの防鹿柵を1基設置. 柵の高さは3.0 m, 側面は板張りで施工した.