

原 著

和泉葛城山ブナ林の衰退と土壌化学性の劣化

大阪府立大学工業高等専門学校 環境物質化学コース 伊 藤 和 男
大阪府立大学工業高等専門学校 環境物質化学コース 慈 幸 真 志
大阪府立大学工業高等専門学校 環境物質化学コース 竹 内 康 晃
大阪府立大学工業高等専門学校 環境物質化学コース 岡 田 和 也

Tree decline and degradation of soil chemistry in Japanese beech (*Fagus crenata*) forest at Mt. Izumikatsuragi. Kazuo Ito, Shinji Jiko, Yasuaki Takeuchi and Kazuya Okada (*Environmental and Materials Chemistry Course, Osaka Prefecture University College of Technology*)

The beech (*Fagus crenata*) forest of a Japanese natural monument is distributed near the top of Mt. Izumikatsuragi located in the boundary area between Osaka Prefecture and Wakayama Prefecture. However, in late years it is pointed out that the forest has declined and degraded. To clarify the relationship between soil acidification and forest inclination in the area, we investigated the degree of the tree inclination and chemical properties of the forest soil in detail. Results of our study indicated that the forest inclination is correlated with soil acidification, suggesting that the soil acidification associated with acid rain is probably one of the causes of the forest inclination in the area.

Keywords : acid rain, Mt. Izumikatsuragi, soil acidification, The beech forest, tree decline

要旨：国指定の天然記念物であるブナ林が、大阪府と和歌山県の境に位置する和泉葛城山山頂付近に分布している。しかし近年衰退傾向にあることが指摘されている。本研究では、ブナ林の衰退と土壌酸性化の関係を明らかにするため、ブナの衰退度調査と各ブナ木周辺の詳細な土壌調査を行った。その結果、衰退が進んだブナの周辺の土壌は酸性化が進んでいることが明らかとなった。同地域のブナの衰退には酸性雨による土壌酸性化が要因の一つである可能性が示唆された。

キーワード：酸性雨，和泉葛城山，土壌酸性化，ブナ林，樹木衰退

はじめに

大阪府と和歌山県の境に位置する和泉葛城山の山頂付近に、国指定の天然記念物であるブナ林が分布する。同ブナ林分布域の暖かさ指数は85であり（日本自然保護協会関西支部，1985），ブナ分布域の南限圏にある等の理由で、天然記念物に指定されている。しかし、近年、衰退傾向にあるこ

とが以下の報告で指摘されている。吉井（1921）による報告では、山頂付近8haにおいて、直径約30cm以上のブナが1800本であった。しかし、60年後の1980～82年の鰐谷（1993）の調査では、同じく直径30cm以上のブナが225本と報告され、大きく減少している。また、ブナ林の面積においても、1971年の報告（宮脇ほか，1971）や、1979年の報告（豊原，1979）では、実質的に約1.5ha

に縮小していると指摘されている。豊原によると、山頂道路が開通した後、林縁部から枯損が始まったことが観察されている。また、布谷（1977, 1978）は、ブナ林の構成樹種に二次林要素の強い樹種が多く含まれていること、ブナの胸高直径頻度分布から5 cm未満の稚樹が少ないことから、このままでは、ブナ林の将来にわたる存続が危ういことを指摘した。ブナ林保全のため、周辺林分を将来ブナ林に変えてブナ林の面積を拡大するための調査も行われた（伊藤ほか, 1991）。また、田中（1996）は、ブナの結実度・種子生産の調査結果をもとに、保護増殖の手法を示している。

ブナ林衰退の原因としては、山頂道路開通により、乾燥した空気が吹き込むことによる林内の乾燥が指摘されている（布谷, 1997）。また、林分全体として更新の時期を迎えようとしているのではないかとの指摘もされている。また、観光のための入山者の増加による環境悪化も原因として考えられている。

また、京都市内2カ所のスギ林およびヒノキ林において、酸性雨による土壌の劣化が樹木の衰退に影響を与えている可能性が指摘されている（Ito et al., 2011）。ここでは、土壌の化学特性によるブナ林への影響を明らかにするため、複数のブナの衰退度と、各ブナの周辺土壌の土壌化学性について調査した。その結果、土壌の劣化傾向が明らかになったので、詳しく報告する。

調査地及び調査方法

調査地は、図1に示した、大阪府（岸和田市、貝塚市）と和歌山県（紀ノ川市）の境界に位置する和泉葛城山（標高858m）で行った。本調査では大阪府側の和泉葛城山、山頂付近（高麗（たかおがみ）神社周辺）のブナ林について調査を行った。山頂付近のブナを無作為に8本選定して、衰

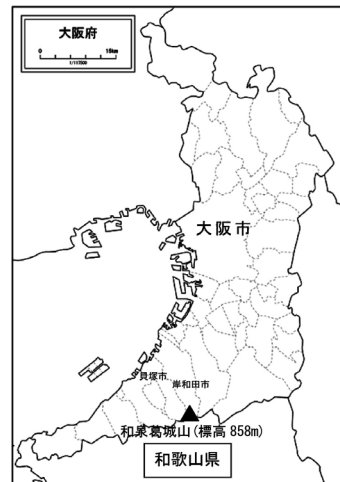


図1. 和泉葛城山の位置. 標高858mの頂上付近のブナ林で調査.

退度の測定および、幹周辺土壌の採取を行った。調査日は2010年5月28日である。試料数が8本と少ないが、土壌試料の採取の際に、ブナの根を傷める可能性があるため、最低限の試料数とした。衰退度は、環境省・林野庁の基準をもとに測定した（環境省・林野庁, 1986）。図2には、調査を行った衰退しているブナ木の例（衰退度4）を示した。土壌への降水の影響を調べるため、樹冠通過雨（林内雨）が土壌に直接影響し、樹幹流の影響がないと想定される、樹幹から50cm離れた地点の表面から深度20cmまでの土壌を試料とした。最表層のO層を除き、採取した。辰巳（1993）の資料によれば、山頂付近のブナ林土壌のA層の厚さは、平均14cmであった。今回の採取土壌試料は、大部分がA層であり、一部B層を含んでいると考えられる。また、採取した土壌は、すべて日本で一般的な褐色森林土であった。

化学分析のため、風乾土壌：水を1：1とする水抽出溶液（土壌溶液の近似溶液）を作成し、pH、および Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 K^{+} 、 Na^{+} イオン濃度（ICP発光分析装置 SHIMADZU ICPS-7000）、 SO_4^{2-} 、 NO_3^{-} 、 Cl^{-} イオン濃度（イオンクロマト



図2. 和泉葛城山ブナ林の衰退木の例（写真中央、衰退度4のブナ）。

グラフ、DKK-TOA ICA-2000）の測定を行った。また、交換性陽イオンの測定もICPにより行った。交換性陽イオンは、Srを交換イオンとして使用する方法を用いた（亀和田・柴田，1997）。陽イオン交換容量は、各陽イオンの和から計算した有効陽イオン交換容量（ECEC）とし、交換性Alと交換性Hは、滴定法により測定した（The Second Interim Scientific Advisory Group Meeting of Acid Deposition Monitoring Network in East Asia, 2000）。土壌pHはpHメーター（HORIBA pH METER F-52）で測定した。

結果および考察

ブナの衰退度と土壌の化学性

表1に、ブナの衰退度の測定結果を示した。衰退度1は健全木，2は軽微な衰退，3は明らかな衰退，4は深刻な衰退，5は枯損に近い衰退である。頂上付近のブナを無作為に選び，衰退度を測定した。ただし，観光客による影響を考慮して，参道および遊歩道に近いブナは避け，また隣木と

近接しているブナも避けた。さらに，微地形の影響を考え，なだらかな地点のブナを選び，急斜面では選んでいない。ただし，胸高直径の影響を調査するため，いろいろな胸高直径のブナを選定した（胸高直径が極端に大きいものや小さいものは除く）。その結果，調査木8本中，衰退度4が1本，衰退度3が3本，衰退度2が4本と衰退が顕著に見られた。調査木の中では，衰退度1および5のものは認められなかった。胸高直径は20.3～46.6cmで，平均は34.7cmであった。なお，調査木が8本と少ないため，葛城山全体の平均値とは限らない。

調査地点の土壌pH（表面から深さ20cmまでの層の平均）は，表1のように3.95～4.24までの範囲に分布し，平均値は，4.13（±0.29）であった。カッコ内は95%信頼区間である。環境省による2000年の調査によれば（環境省，2003），日本全国の褐色森林土の表面から深さ20cmまでの層の平均値は5.0（±0.3）となっている。なお，本研究では，土壌：水＝1：1で土壌pHを測定しているが，環境省の測定では，土壌：水＝1：2.5で測定されている。しかし，土壌には強いpH緩衝能があり，土壌：水の比率にほとんど依存しないため，そのまま比較が可能である（和田，2014）。以上のことから，調査地の土壌pHは全国平均と比べて明らかに低く，酸性の強い土壌であると考えられる。また，調査地での土壌pHとブナの衰退度には関係が認められ（表1，図3），土壌pHが低下するに従い（すなわち酸性化するに従い），衰退度が増加する傾向が認められた。衰退度と土壌pHとの関係の統計的な有意性を検証する目的でスピアマンの相関係数を求めた。結果，スピアマンの相関係数（大野・磯田，1990；中川，2015）は $\rho = -0.92$ で $p < 0.05$ となり，土壌pHとブナの衰退度の間には強い相関がある確率が高いと考えられる。

表 1. 和泉葛城山ブナ林土壌の交換性陽イオン量, 土壌pH, および調査木の衰退度の2010年（本研究）と1990年（辰巳ほか, 1994）の測定値.

測定時期	ブナ樹木の 衰退度	交換性陽イオン(cmol _c /kg)						土壌 pH
		Ex-Ca	Ex-Mg	Ex-K	Ex-Na	Ex-Al	Ex-H	
2010年の 測定値	2	1.21(1.29)	0.25(0.19)	0.03(0.10)	0.16(0.22)	10.95	0.58	4.24
	2	2.19(2.33)	0.48(0.37)	0.09(0.31)	0.06(0.08)	5.53	0.20	4.24
	2	1.23(1.31)	0.22(0.17)	0.04(0.14)	0.06(0.08)	5.83	0.68	4.21
	2	1.21(1.29)	0.25(0.19)	0.06(0.20)	0.06(0.08)	6.43	0.18	4.18
	3	0.95(1.01)	0.34(0.26)	0.05(0.19)	0.07(0.09)	6.13	0.63	4.10
	3	2.67(2.84)	0.55(0.42)	0.08(0.29)	0.06(0.08)	5.43	0.70	4.03
	3	1.33(1.42)	0.28(0.22)	0.07(0.23)	0.06(0.08)	9.80	0.60	4.09
	4	1.82(1.93)	0.41(0.31)	0.03(0.12)	0.07(0.09)	8.73	1.33	3.95
平均	2.4	1.58(1.68)	0.35(0.27)	0.06(0.20)	0.07(0.10)	7.35	0.61	4.13
1990年の 測定値	1	2.93	1.14	0.60	-	-	-	4.28
	1	1.96	0.85	0.44	-	-	-	4.35
	1	0.26	0.25	0.26	-	-	-	4.56
	平均	1.72	0.75	0.43	-	-	-	4.40

()内の数値はSr法による測定値

次に, 交換性の陽イオンの測定値を表 1 に示した。栄養塩であるCa, Mg, KおよびNaと, 有害金属であるAlの分析結果である。また, 褐色森林土の全国平均（環境省, 2003）と比較した結果を図 4 に示した。図 4 から, 和泉葛城山調査地の土壌の交換性栄養塩のうち, Caは全国平均の約 1/4, Mgは約1/10,Kは約1/5と全国平均よりかなり低かった。図 4 には, それぞれの測定値の95%信頼区間を, 示している。なお, 環境省（2003）ではNaについては報告されていない。逆に有害なAlは全国平均の約 2 倍となっていた。調査地点の土壌の栄養状態は全国平均と比較して低いレベルにあると考えられる。また, 表 2 には塩基飽和度 (Ca+Mg+K+Na)/ECEC も示した。多くの土壌試料で, 塩基飽和度は20以下となり, 平均値は20.49となった。さらに, Naを除いた塩基飽和度について, 環境省（2003）の全国平均と比較した。日本の森林土壌では, 交換性イオンの量は一般的に, Ca>Mg>K>Naの順に減少することが知られている（河田, 1989）。このため, Naを

除いた塩基飽和度の比較にも, 十分意味があると考えられる。Naを除いた塩基飽和度は, 調査地の褐色森林土では平均19.89%であったが, 日本全国で採取された褐色森林土の平均値は70.1%と報告されている（環境省, 2003）。このように調査地の褐色森林土の塩基飽和度は, 日本の一般的な森林土よりもかなり低い。こうした低い塩基飽和度は, 一部の植物の生育を妨げる可能性がある。一方, 調査地の土壌の塩基飽和度とブナ樹木の衰退度の間には大きな関連性は認められず, スピアマンの相関係数でも $\rho = -0.12$ と相関性が弱いことを示している。

Sr法で測定した調査地域の交換性陽イオン量の結果（表 1）を環境省（2003）のNH₄⁺法による測定結果と比較するため, 石田（2011）のSr法からNH₄⁺法への換算係数を用いて, NH₄⁺法を用いた場合の調査地域の交換性陽イオン量を推定した（表 1）。なお, 石田（2011）の換算係数は, 大阪府, 京都府, 奈良県の褐色森林土について, Sr法およびNH₄法で測定を行い, その相関関係よ

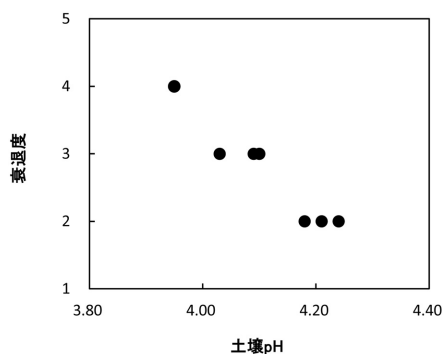


図3. 和泉葛城山ブナ林土壌の土壌pHと衰退度.

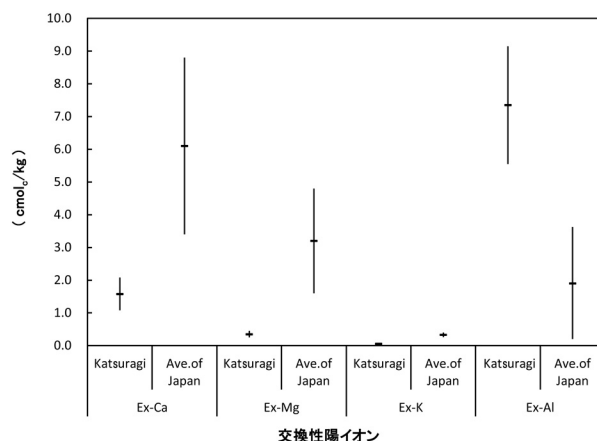


図4. 和泉葛城山ブナ林土壌のイオン交換性Ca, Mg, K, Al量と全国平均との比較.

表2. 和泉葛城山ブナ林土壌のCEC, 塩基飽和度, Na除く塩基飽和度, 土壌溶液のモル比, および調査木の胸高直径の測定値.

測定時期	ブナ樹木の 衰退度	CEC (cmolc/kg)	塩基 飽和度(%)	Na除く 塩基飽和度 (%)	土壌溶液の (Ca+Mg+K)/Al モル比 (mol/mol)	胸高直径 (cm)
2010年の 測定値	2	13.16	12.45	11.36	2.24	40.6
	2	8.54	32.98	32.53	5.66	35.6
	2	8.04	19.17	18.61	1.93	20.3
	2	8.18	19.27	18.68	2.06	23.3
	3	8.16	17.24	16.54	0.951	40.5
	3	9.48	35.40	35.01	0.933	46.6
	3	12.14	14.35	13.91	0.906	27.7
	4	12.38	18.81	18.34	0.346	42.7
平均	2.4	10.01	20.49	19.89	2.10	33.5

り換算係数を求めている。

次に土壌溶液の近似である, 土壌: 水 = 1 : 1 の抽出液のCa, Mg, KおよびAlの濃度 (mol/L) から, モル比, (Ca+Mg+K) / Al (mol/mol) を計算した。このモル比は, 土壌酸性化の重要な指標として使われているものである (Sverdrup & Vries, 1994)。表2のように, 半分の試料が, 1以下の値を示した。Izuta et al. (2001) の報告では, ブナの3年生苗を用いた実験で, モル比10.9での成長量に対して, モル比が5.34, 1.69, 0.84では, それぞれ約5%, 25%, 35%の減少が

認められている。ただし, 統計的に有意な減少が認められたのはモル比1.69と0.84のみで, 5.34では有意差が認められていない。

調査地の土壌のモル比は, 1試料を除いて約2以下であり, 半数の4試料が1以下であった。Izuta et al. (2001) の実験結果に基づくと, これらの低いモル比は, 調査地において酸性の土壌がブナの生育を大きく阻害しうることを示唆する。また, 図5には, 土壌のモル比とブナの衰退度の関係を示した。調査地でのモル比とブナの衰退度には関係が認められ, モル比が高くなるにつれ,

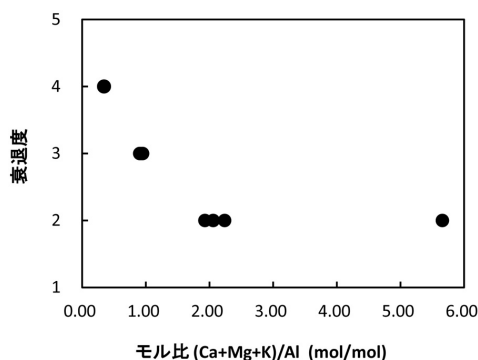


図5. 和泉葛城山ブナ林の土壤溶液中のモル比 ((Ca+Mg+K)/Al) と衰退度。

衰退度が増加する傾向が認められた。スピアマンの相関係数を求めて統計的な検証を行った結果、スピアマンの相関係数は $\rho = -0.91$ で $p < 0.05$ となり、土壌pHと同様にモル比とブナの衰退度の間には強い相関がある確率が高いことが示された。

しかし、塩基飽和度と衰退度の関係を調べた結果、スピアマンの相関係数は $r = -0.29$ で相関は認められなかった。また、衰退度とブナの胸高直径との関係を調べたところ、スピアマンの相関係数は $\rho = 0.587$ であったが、有意確率は $p > 0.05$ となり、有意水準5%では相関が認められなかった。

以上のように、調査地の褐色森林土のpH、塩基飽和度および (Ca+Mg+K)/Alのモル比は、全国のものと比較して明らかに低かった。また、調査地において、土壌のpHおよびモル比はブナの衰退度と相関が認められた。これらのことは、同地域で認められるブナ林の衰退の一因が酸性の土壤にある可能性を示唆する。

土壌酸性化の原因について

今回の測定以前にも、1990年に和泉葛城山ブナ林の山頂付近（高靄（たかおがみ）神社周辺）3カ所の土壤分析が行われている（辰巳，1993）。以前のデータと今回のデータの比較を、表1に示

した。1994年の報告（辰巳ほか，1994）では、和泉葛城山ブナ林3カ所の最表層（0～5 cm層）の土壌pHが測定されており、その値は、4.28～4.56であり、平均は4.40であった（表1）。

一般に土壌の最表層部のpHは、下層よりも低くなる傾向が報告されている（例えば、環境省，2003）。1990年に採取された葛城山の褐色森林土でも最表層より下の第2層（14cm以深，B層）では、4.52～4.84で、上述のように最表層の土壌はこれよりも高い（辰巳ほか，1994）。本研究で2010年に採取した0～20cm層のpH3.95～4.24は、1990年に測定された土壌のpHよりも明らかに低い。辰巳ほか（1994）と本研究では土壌の試料採取地点が異なるため、直接的な比較はできないが、約20年間で酸性化が進んだ可能性が考えられる。

また、20年間で、交換性陽イオンのCaはほとんど変化していなかったが、Mgはほぼ1/2に、Kはほぼ1/5になっていた（表1）。それぞれのイオンについてt検定によって有意差を調べた結果、Caでは、 $p = 0.81$ 、Mgでは $p = 0.035$ 、Kでは $p = 0.00008$ であり、Mgは有意水準5%で有意差が認められ、Kも同様に有意差が認められた。ただし、環境省（2003）の測定結果では、0～10cm層の全国平均で、Ca=7.1、Mg=3.3、K=0.41に対して、10～20cm層全国平均では、Ca=5.0、Mg=3.1、K=0.25であり、表面層の方が高い値が得られている。そのため、土壌層の違いを考慮すると、実際の交換性イオンの減少はより小さくなると推定される。しかし、この20年間で調査地域の交換性MgとKイオンが減少した可能性が高いと考えられる。このことは、土壌酸性化過程において、これらの交換性陽イオンが溶脱した可能性を示している。以上のように本調査地域では、20年間に土壌の酸性化が進行した可能性が考えられる。なお、交換性のNa、Alは、20年前の測定値が報告されていないため比較できなかった。

ヨーロッパを中心に、酸性雨による土壌酸性化が観測され、大規模な森林被害が発生している。我が国でも、長期間にわたり酸性雨が観測されているため、土壌酸性化の懸念が持たれている。しかし、国内の土壌では、緩衝能の高い土壌タイプの分布が大きく、ヨーロッパのような大規模な土壌酸性化は発生していないといわれている (Takahashi et al., 2001)。けれども、京都の社寺林土壌 (Ito et al., 2011) や、岐阜県の観測 (環境省, 2009) など、土壌酸性化の可能性が指摘されている地域が存在する。大阪市では、降水のpHが毎年測定され、1999年よりpH4.82以下の酸性雨が降り続いていることが、環境省、地球環境研究センター、全国環境研協議会による酸性雨調査 (URL: <http://db.cger.nies.go.jp/dataset/acidrain/ja/research.html>, 2014.10参照) に掲載されている。和泉葛城山のある大阪府岸和田市のデータは少ないが、2007年の測定では、大阪市のpHが4.69 (6月), 4.79 (10月) に対して、岸和田市は4.57 (6月), 4.99 (10月) であった (大阪府酸性雨共同調査 (APSN-OSAKA), 2007)。岸和田市でも大阪市と変わらない酸性度の雨が降っていると考えられる。褐色森林土は一般に酸性雨に対して中程度の緩衝能を持つとされ (村野, 1997)、酸性雨に対する耐性がそれほど強くない。和泉葛城山の褐色森林土においてここ20年で酸性化が進んでいたなら、酸性雨がその原因である可能性が考えられる。

国内のブナ林衰退状況と葛城山との比較

国内でブナ林の衰退が顕著な地域として、神奈川県丹沢山地がある。同地域のブナ林の衰退は、その範囲が広く、衰退の程度も激しく、枯死木が約3割に及んでいるなど、葛城山とは、その様相が大きく異なっている (山根ほか, 2007)。丹沢

では、ブナの枯損の原因として、大気汚染によるオゾン濃度上昇が重要であると考えられている (山根ほか, 2007)。丹沢でのオゾン濃度は年平均42~46ppb (1995年~2000年) で (阿相ほか, 2001)、オゾンの暴露量を示す指標の一つであるAOT40 (12h) の値 (オゾンの1時間値が40ppbを超えた部分の積分値) は、ブナの着葉期 (5月~9月) の平均で、17ppm・hであった (河野ほか, 2007)。河野ら (2007) によれば、ブナの成長が抑制されるクリティカルレベルはAOT40 (12h) で17ppm・hである。また、Matyssek et al. (1995) のAOT40 (24h) によるクリティカルレベルからみると、丹沢の値は、クリティカルレベルの2倍を超えていた。これらのことから、オゾンが丹沢のブナの生育を阻害しうると考えられる。この他にブナの衰退の原因として、シカの食害が指摘されている。丹沢での調査では、シカによる林床植生の採食により、土壌の乾燥化および土壌浸食が進み、土壌環境が悪化し、結果、ブナが衰退する一因になると考えられている (初ほか, 2010)。また、食葉性のブナハバチの幼虫による葉の食害も、ブナ衰退の要因の一つと考えられている。特に何らかの原因で衰退したブナ個体にはブナハバチが集中して産卵するため、葉の食害が進行して、枯死に至ると推定されている (山上ほか, 2007)。一方、同地域の土壌は葛城山と同様の褐色森林土であるが、2002年の土壌pHの測定値は約5.2~6.0 (越地ほか, 2005) で、また交換性陽イオンの Ca^{2+} と M^{2+} の和は約5~12cmolc/kgで土壌の酸性化は認められていない。したがって、丹沢のブナの衰退は土壌酸性化によるものではなく、シカの食害、ブナハバチの食害、そして高濃度のオゾン等による複合的な要因で衰退が進行していると考えられている。

その他に国内でブナの衰退が報告されている地域は、福岡県英彦山 (猪上ほか, 2002)、静岡県

富士山（中西ほか，2011）などである。その衰退原因についても，オゾン，酸性霧，ブナハバチ等の虫害，台風等の風害，温暖化，少雪化，土壤乾燥化，シカの食害など多くの要因が指摘されているが（武田・小松，2012），まだ，原因は明らかにされていない。ただし，上記両地域とも，土壤の酸性化についての調査はされていない。

以上のように，ブナの衰退には様々な原因が考えられている。和泉葛城山でのオゾン濃度を測定した報告はないが，大阪府内ではオキシダント濃度（オゾンと他の酸化性物質の合計で，オゾン濃度よりも少し大きい値を示す）が報告されており，2005年の年平均値は30ppb（富田林市役所），27ppb（浜寺）などであった（和田・山本，2008）。これらの値は丹沢と比較して低い値であり，和泉葛城山の測定値はないが，丹沢のオゾン濃度よりかなり低いものと想定される。また，非静力領域化学輸送モデルによるオゾン濃度推定によると，大阪府，和歌山県のオゾン濃度は，ブナに影響を与えるレベルではなかった（環境省，2012）。以上のことから，少なくとも和泉葛城山においてブナ林の衰退にはオゾンは影響していないと考えられる。一方，和泉葛城山において，ブナハバチの食害については詳細な報告がなされていないため，それらの影響については，現在のところ明らかではない。

まとめ

本研究では，和泉葛城山におけるブナ衰退度の測定および褐色森林土の土壤化学特性を調べた結果，国内の一般的な褐色森林土と比べて同地域の土壤pHが低いこと，Ca，Mg，K等の栄養塩が少なくAlが多いこと，塩基飽和度が著しく低いことが明らかとなった。土壤化学特性から，酸性土壤がブナの衰退の一因である可能性を示唆した。土

壤の酸性化については，今後とも注視する必要があると考えられる。

謝辞

和泉葛城山の土壤調査にあたり，文化庁，大阪府，岸和田市および塔原町，高麗神社総代様にご協力をいただきました。深く感謝致します。

引用文献

- 阿相敏明・武田麻由子・相原敬次．2001．西丹沢における酸性雨及び大気環境物質の汚染状況．神奈川県環境科学センター研究報告，24：82－89．
- 鯉谷 勉．1993．天然記念物指定区域と周辺区域のブナの毎木調査．「和泉葛城山ブナ林保護増殖調査報告」（天然記念物と和泉葛城山ブナ林保護増殖調査委員会編）．pp．60－87．岸和田市教育委員会貝塚市教育委員会，大阪．
- 初 磊・石川芳治・白木克繁・若原妙子・内山佳美．2010．丹沢堂平地区のシカによる林床植生衰退地における新床合計被覆率と土壤侵食量の関係．日林誌，92：261－268．
- 猪上信義・野田 亮・佐々木重行．2002．福岡県英彦山におけるブナ林の衰退現象と立地との関係．九州森林研究，55：54－57．
- 石田杏菜．2011．土壤中交換性イオンの2つの測定法の比較．（大阪府立大学高専物質化学コース 卒業研究）．
- Ito, K., Y. Uchiyama, N. Kurokami, K. Sugano & Y. Nakanishi. 2011. Soil acidification and decline of trees in forests within the precincts of shrines in Kyoto (Japan). Water Air Soil Pollution, 214：197-204.
- 伊藤孝美・榎 幹雄・高原 光・川井裕史．1991．

- 和泉葛城山ブナ林周辺の植生と森林構造. 大阪農業技術センター研究報告, 27: 5-13.
- Izuta, T., T. Yamaoka, T. Nakaji, T. Yonekura, M. Yokoyama, H. Matsumura, S. Ishida, K. Yazaki, R. Funada & T. Koike. 2001. Growth, net photosynthetic rate, nutrient status and secondary xylem anatomical characteristics of *Fagus crenata* seedlings grown in brown forest soil acidified with H_2SO_4 solution. Water Air Soil Pollution, 130: 1007-1012.
- 亀和田國彦・柴田和幸. 1997. 陽イオン交換容量の測定を要さない土壌試料のための簡易な交換性陽イオンの浸出法. 日本土壌肥科学雑誌, 68: 61-64.
- 環境省. 2003. 酸性雨対策調査総合取りまとめデータ集 昭和58～平成14年度. 日本環境衛生センター・酸性雨研究センター, 東京. (CD版).
- . 2009. 酸性雨長期モニタリング報告書(概要) 2009. 12pp. 環境省, 東京.
- . 2012. オゾン及び粒子状物質に係る解析. 「越境大気汚染・酸性雨長期モニタリング(平成20～22年度)中間報告」(環境省編), pp. 68, 87. 環境省, 東京.
- 環境庁・林野庁. 1986. 関東地方におけるスギ林の衰退と酸性降下物の影響に関する緊急調査結果. 72pp. 環境省, 東京.
- 河田 弘. 1989. 森林土壌学概論. 143pp. 博友社, 東京.
- 越地 正・相原敬次・中嶋信行・内山佳美・山根正伸・斎藤央嗣・田村 淳. 2005. 丹沢山地の主要山頂における土壌化学性の変化. 神奈川県自然環境保全センター研究報告, 2: 39-42.
- 河野吉久・須藤 仁・石井 孝・相原敬次・内山佳美. 2007. 丹沢山地周辺のオゾン濃度の実態とブナに対する影響. 「丹沢大山総合学術調査報告書」(丹沢大山総合学術調査団編). pp. 383-395. (財)平岡環境科学研究所, 神奈川.
- Kuribayashi, M., T. Ohara, Y. Morino, I. Uno, J. Kurokawa & H. Hara. 2012. Long-term trends of sulfur deposition in East Asia during 1981-2005. Atmospheric Environment, 59: 461-475.
- Matyssek, R., M.S. G-Goerg, S. Maurer & T. Keller. 1995. Nighttime exposure to ozone reduces whole-plant production in *Betula pendula*. Tree Physiol, 15: 159-165.
- 宮脇 昭・古谷マサ子・井上香世子・鈴木邦雄・佐々木寧・原田 洋. 1971. 和泉葛城山系植生調査報告. 和泉葛城山系自然公園学術調査報告, 39: 37-69.
- 村野健太郎. 1997. 第3章 酸性の雨が降るとどういふ影響が出るか. 「酸性雨と酸性霧」, pp. 69. 裳華房, 東京.
- 中川雅央. 2015. 統計数値表一覧—数理的思考. 付表Spearmanの順位相関係数の統計量—知と情報の科学. (<http://www.biwako.shiga-u.ac.jp/sensei/mnaka/ut/spearmanstat.html>). 2015年7月参照.
- 中西隆之・太田良和弘・石井 聖. 2011. 富士山における大気汚染物質とブナ林の生育状況の関係について. 静岡県環境衛生科学研究所報告, 52: 91-96.
- 日本自然保護協会関西支部. 1985. 「大阪府自然環境調査報告書」(日本自然保護協会関西支部編), pp. 14-15. 大阪府農林部緑の環境整備室, 大阪.
- 布谷和夫. 1977. 「金剛・生駒山地及び和泉山脈の環境保全調査」(金剛・生駒山地及び和泉山脈の環境保全調査団編), pp. 65-79. 大阪府自然保護課, 大阪.
- . 1978. 大阪府下ブナ林の二次林化について.

- 大阪市立自然史博物館研究報告, 31: 27-38.
- . 1997. 国指定天然記念物と泉葛城山ブナ林をめぐる経過と現状. 関西自然保護機構会誌, 19: 121-129.
- 大阪府酸性雨共同調査 (APSN-OSAKA). 2007. 平成19年度測定結果資料. 大阪府, 大阪. (資料).
- 大野 豊・磯田和男. 1990. 新版数値計算ハンドブック. 1025pp. オーム社, 東京.
- Sverdrup, H. & W. De Vries. 1994. Calculating critical loads for acidity with the simple mass balance method, *Water Air Soil Pollution*, 72: 143-162.
- Takahashi, M., T. Sakata & K. Ishizuka. 2001. Chemical characteristics and acid buffering capacity of forest soils in Japanese forests. *Water Air soil Pollution*, 130: 727-732.
- 武田麻由子・小松宏昭. 2012. ブナ林衰退地域における総合植生モニタリング手法の開発. 神奈川県自然環境保護センター報告, 9: 45-51.
- 田中正視. 1996. 和泉葛城山ブナ林の保護増殖について. 大阪農業, 33: 78-82.
- 辰巳 眞. 1993. 大阪府農林技術センター. 平成4年度酸性霧等による森林生態系影響解明調査報告書 付属資料. 大阪. (個人作成資料).
- ・川井裕史・榎 幹雄・伊藤孝美・田口圭介. 1994. 府下の森林土壌に対する酸性雨影響調査. 大阪府農林技術センター研究報告, 30: 1-6.
- The Second Interim Scientific Advisory Group Meeting of Acid Deposition Monitoring Network in East Asia. 2000. Technical Documents for Soil and Vegetation Monitoring in East Asia (eds. The Second Interim Scientific Advisory Group Meeting of Acid Deposition Monitoring Network in East Asia 2000.), pp. 25-41. The Second Interim Scientific Advisory Group Meeting of Acid Deposition Monitoring Network in East Asia 2000, Nigata.
- 豊原 稔. 1979. 和泉葛城山のブナ林. 「第2回自然環境保全基礎特定植物群落調査報告書」(第2回自然環境保全基礎特定植物群落調査団編), pp. 43-45. 大阪府, 大阪.
- 和田信一郎. 2014. 第10章 土の性質の測定. 土壌学. (http://sky.geocities.jp/alloimo/SoilScience/12_ForestSoil_1_03.pdf). 2015年7月参照.
- 和田峻輔・山本勝彦 (国立環境研究所 C型共同研究グループ). 2008. テーマ16 ポテンシャルオゾンを用いた大阪府におけるオキシダント汚染状況の解析. 「大阪府環境農林水産総合研究所 研究発表会要旨集」(大阪府環境農林水産総合研究所編), 大阪府環境農林水産総合研究所, 大阪.
- 山上 明・谷 晋・伴野英雄. 2007. ブナハバチ食害によるブナ枯死とブナ林の衰退. 「丹沢大山総合学術調査報告書」(丹沢大山総合学術調査団編), pp. 256-268. (財)平岡環境科学研究所, 神奈川.
- 山根正伸・藤沢示弘・田村 淳・内山佳美・笹川裕史・越地 正・斎藤央嗣. 2007. ブナ林の衰退実態調査 丹沢山地のブナ林の林分構造と衰退状況. 「平成13~18年度 丹沢山地のブナ林衰退機構の解明に関する研究調査報告書」(丹沢山地のブナ林衰退機構の解明に関する研究調査団編), pp. 3-9. 神奈川県自然環境保全センター, 神奈川.
- 吉井義次. 1921. 和泉國葛城山ノぶな純林. 史蹟名勝天然記念物調査報告 天然記念物調査報告 大阪府下及徳島縣下ノ植物ニ関スルモノ, 27: 1-9.